



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Instituto de Biologia

LAÍNE SILVEIRA CORRÊA

ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL NA FLORESTA ATLÂNTICA

ARTIFICIAL ENRICHMENT IN THE ATLANTIC FOREST

Campinas

2019

LAÍNE SILVEIRA CORRÊA

ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL NA FLORESTA ATLÂNTICA

ARTIFICIAL ENRICHMENT IN THE ATLANTIC FOREST

Tese apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Doutora em Biologia Vegetal.

Thesis presented to the Biology Institute of the University of Campinas in partial fulfillment of the requirements for the PhD degree in Plant Biology.

ESTE ARQUIVO DIGITAL CORRESPONDE À
VERSÃO FINAL DA TESE DEFENDIDA PELA
ALUNA LAÍNE SILVEIRA CORRÊA E ORIENTADA
PELO RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Orientador: RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Campinas

2019

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Biologia
Mara Janaina de Oliveira - CRB 8/6972

C817e Corrêa, Laíne Silveira, 1980-
Enriquecimento artificial na Floresta Atlântica / Laíne Silveira Corrêa. –
Campinas, SP : [s.n.], 2019.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de
Biologia.

1. Restauração florestal. 2. Ecologia florestal. 3. Avaliação de custo-
efetividade. 4. Florestas - Conservação. I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II.
Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Artificial enrichment in the Atlantic Forest

Palavras-chave em inglês:

Forest restoration

Forest ecology

Cost-effectiveness evaluation

Forest conservation

Restoration ecology

Área de concentração: Biologia Vegetal

Titulação: Doutora em Biologia Vegetal

Banca examinadora:

Ricardo Ribeiro Rodrigues [Orientador]

Ingrid Koch

Juliano Van Melis

Sérgius Gandolfi

Letícia Couto Garcia

Data de defesa: 27-02-2019

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0001-8750-6845>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/8096362320768880>

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues (orientador)

Prof^a. Dr^a. Ingrid Koch

Prof. Dr. Juliano Van Melis

Prof. Dr. Sérgio Gandolfi

Prof^a. Dr^a. Letícia Couto Garcia

Os membros da Comissão Examinadora acima assinaram a Ata de Defesa, que se encontra no processo de vida acadêmica do aluno.

*Às mulheres de minha vida, mãe Sueli, irmã Aline, tia Celina,
Ao meu menino Enrico,
dedico*

Agradecimentos

Esta tese é a concretização de uma jornada incrível, recheada de contribuições, aprendizados, amizades e vivências de imensurável valor!

Quero registrar minha Gratidão à minha querida família, por ter me apoiado sempre durante esses anos. Agradeço por ser filha do Carlos (sempre em meus pensamentos) e da Sueli, meus exemplos de força e coragem pra seguir em frente, sempre. Agradeço minha linda mãe pelo cuidado com meu filhote nas minhas ausências. Pelas suas orações e por tudo que tenho conseguido sob seu amparo. Agradeço ainda por ser mãe do Enrico, um carinha que me ensina a todo instante e vivenciou comigo muitas coisas dessa etapa de minha vida profissional.

Agradeço muito ao meu orientador Ricardo Ribeiro Rodrigues, por ter me recebido muito bem no LERF. Sempre imaginei a oportunidade de realizar um estudo que auxiliasse de forma prática a conservação das florestas, e foi por meio do seu aceite em me orientar que encontrei essa oportunidade! Agradeço muito por fazer parte da equipe do LERF, por ter conhecido pesquisadores de alto nível, ganhado muitos amigos! Agradeço aos técnicos Vande, Flávio e Chico, pelo apoio sempre que solicitado; agradeço à Cláudia Mira Attanasio, pelo apoio estratégico durante todo o período.

Agradeço a todas as muLERFs, que sempre estiveram prontas pra ajudar e conversar (muito), em especial Cristina Yuri Vidal, Débora Cristina Rother, Julia Manguiera, Rafaela Naves, Cínthia Montibeler, Ana Paula Liboni, Marina de Melo Duarte! Vocês moram no meu coração!

Quero agradecer por todo o carinho do pessoal da Taxonomia da Biologia Vegetal, que sempre me recebeu muito bem, em especial Carol Devides Castello e Ana Flávia Versiane (Batata), pelas acolhidas em sua casa todas as vezes que precisei, sem esquecer da Ana Laura e da Larissa, que também me acolheram vez ou outra. Agradeço todo o carinho que recebi do pessoal da PPG Recursos Florestais - ESALQ, em especial à Giovanna, uma amiga e tanto!

Agradeço o enorme apoio que recebi de todos os profissionais durante as atividades de campo, do pessoal da implantação do experimento (guerreiros sob o calor da Bahia), todos os técnicos pertencentes Centro de Tecnologia da Fibria S/A (atual Suzano) e demais setores ligados aos assuntos florestais, em especial ao Evanio Trivilim Scopel, Carlos Eduardo Scárdua e Uerleson Rocha pelo apoio durante as campanhas de campo em Teixeira de Freitas; à Ana Paula Corrêa do Carmo, Edson Pereira de Andrade e Reginaldo Gonçalves Máfia, pelo apoio no planejamento estratégico.

Agradeço a Prof. Ek del-Val de Gortari (UNAM-México), por me receber e me auxiliar durante quatro meses. Agradeço ao Prof. Francisco Mora Árdila (Pacho) pela preciosa

colaboração com as análises estatísticas durante esse período do México. Agradeço pelos amigos mexicanos que conquistei nesse período, e em especial à amiga Alejandra Tauro, seu marido e filha, por me receberem com muito carinho em sua casa e me mostrarem um pouquinho de Michoacán e dos encantos do México.

Agradeço às professoras Renata Evangelista, Marina de Melo Duarte, Letícia Couto Garcia e à pesquisadora Nathália Macedo Ivanauskas, pelas essenciais contribuições para o aprimoramento desse trabalho. Agradeço ainda ao Prof. Sérgio Gandolfi, por me ensinar muito, nas bancas de qualificação e defesa, e às vezes durante um cafezinho na cozinha do LERF; ao Juliano Van Melis, pela enorme paciência em responder minhas dúvidas estatísticas.

Esse doutorado foi sonhado antes da aprovação no processo seletivo da PPG-Biologia Vegetal, nos laboratórios da UFSCar- Sorocaba. Assim, quero muito agradecer às amigas Prof^a. Eliana Cardoso-Leite, por me incentivar a realizar meu sonho, e a Prof^a. Ingrid Kock (Ingridinha), que da mesma forma me incentivou a ir em frente e ainda participou das três etapas de avaliação!

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UNICAMP), e às agências de fomento, pois o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Processo n. 140361/2017-0, e com apoio do Projeto Temático, Processo n. 2013/50718-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

Finalmente, registro minha sincera gratidão a todas as pessoas que direta ou indiretamente colaboraram para tornar real meu sonho de me tornar doutora!

RESUMO

Para potencializar a regeneração natural de florestas intensamente antropizadas, o enriquecimento artificial propõe a introdução de espécies de plantas de diferentes formas de crescimento, ausentes na área no momento presente. O conhecimento atual sobre o estabelecimento inicial de espécies para enriquecimento ainda carece de estudos, pois a tolerância de cada planta ao ambiente florestal é extremamente variável, devido sua autoecologia e interação interespecífica. Além disso, o elevado custo do plantio de mudas rustificadas tende a inviabilizar os projetos de enriquecimento. No entanto, poucos estudos avaliam o custo e a efetividade do enriquecimento com uso de distintos tamanhos de propágulos da mesma espécie. Para avançar nos conhecimentos sobre enriquecimento artificial, neste estudo procuramos responder às seguintes perguntas: I. Diferentes espécies de diversidade apresentam desempenho adequado (sobrevivência e crescimento iniciais) em distintos ambientes florestais? II. Qual método de enriquecimento (semeadura direta, plantio de mudas pequenas e grandes), apresenta equilíbrio entre custo e efetividade? Assim, no Capítulo 1 desta tese avaliamos a sobrevivência e crescimento iniciais de cinco espécies: *Byrsonima sericea* DC. (murici), *Euterpe edulis* Mart. (palmito-juçara), *Lecythis pisonis* Cambess. (sapucaia), *Psidium cattleianum* Sabine (araçá), *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. (visgueiro), utilizando-se mudas rustificadas, em duas florestas: florestas naturais degradadas e floresta em processo de restauração, com a hipótese que a estrutura dos ambientes florestais influencia o estabelecimento inicial das espécies de diversidade, sendo favorecido em florestas naturais degradadas. Nossos resultados demonstraram que as variações do ambiente florestal influenciaram no desempenho das populações, em especial *B. sericea*, *E. edulis* e *P. pendula*, em floresta natural. Ao contrário do esperado, a floresta em restauração proporciona 17 vezes mais chance de sobrevivência que as florestas naturais. Para as espécies com elevada mortalidade deste estudo, sugerimos ampliar o número de indivíduos no plantio e avaliar a necessidade de replantio ainda no período chuvoso. No Capítulo 2 avaliamos o equilíbrio entre custo e efetividade do enriquecimento, na hipótese que a utilização de propágulos menores resulta em baixa sobrevivência final, assim tornando o custo final mais elevado do que mudas grandes. Selecionamos seis espécies de diversidade: *Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze (buri), *B. sericea*, *E. edulis*, *L. pisonis*, *P. cattleianum* e *P. pendula*. Testamos três tamanhos de propágulos: sementes viáveis, mudas pequenas e grandes. Os resultados mostram que uma muda grande tem três vezes mais chance de sobreviver nas florestas em restauração, comparadas aos demais tamanhos. O custo total da semeadura foi 42% menor que mudas pequenas e 62% que mudas grandes. Para mudas pequenas o custo total foi 34% menor do que mudas grandes. As horas de trabalho representam 58% do valor final. Nesse estudo, o enriquecimento com semeadura direta foi ineficiente para a maioria das espécies, comparando-se com a sobrevivência final dos demais métodos. Para mudas pequenas, o equilíbrio entre custo e efetividade foi em espécies com maior acúmulo de reservas na semente. Sugerimos a associação de dois ou mais métodos como estratégia mais eficaz de enriquecimento artificial, e a presença de três ou mais pares de folhas para a retirada das mudas pequenas do viveiro.

Palavras chave: Ecologia; Conservação, Restauração; Fragmentos florestais degradados; Espécies de diversidade; Propágulos; Custo-efetividade.

ABSTRACT

To enhance the natural regeneration of intensely anthropic forests, artificial enrichment proposes the introduction of plant species of different growth forms, absent in the area at present. Current knowledge about the initial establishment of species for enrichment still lacks studies, since the tolerance of each plant to the forest environment is extremely variable due to its self-ecology and interspecific interaction. In addition, the high cost of planting rustified seedlings tends to make the enrichment projects unviable. However, few studies evaluate the cost and effectiveness of enrichment with the use of different sizes of propagules of the same species. In order to advance the knowledge about artificial enrichment, in this study we try to answer the following questions: I. Different species of diversity present adequate performance (initial survival and growth) in different forest environments? II. Which method of enrichment (direct seeding, small and large seedlings) has a balance between cost and effectiveness? Thus, in Chapter 1 of this thesis, we evaluated the initial survival and growth of five species: *Byrsonima sericea* DC. (murici), *Euterpe edulis* Mart. (palmito-juçara), *Lecythis pisonis* Cambess. (sapucaia), *Psidium cattleianum* Sabine (araca), *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. (visgueiro), using rustified seedlings in two forests: degraded natural forests and forest undergoing restoration, with the hypothesis that the structure of forest environments influences the initial establishment of diverse species, being favored in degraded natural forests. Our results demonstrated that the variations of the forest environment influenced the performance of the populations, especially *B. sericea*, *E. edulis*, and *P. pendula*, in natural forest. Contrary to expectations, the forest under restoration provides 17 times more chance of survival than the natural forests. For the species with high mortality of this study, we suggest to increase the number of individuals in the planting and to evaluate the need for replanting in the rainy season. In Chapter 2 we evaluated the balance between cost and effectiveness of enrichment, assuming that the use of smaller propagules results in low final survival, thus making the final cost higher than large seedlings. We selected six species of diversity: *Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze (buri), *B. sericea*, *E. edulis*, *L. pisonis*, *P. cattleianum*, and *P. pendula*. We tested three sizes of seedlings: viable seeds, small and large seedlings. The results show that a large molt is three times more likely to survive in forests under forest undergoing restoration, compared to other sizes. The total cost of sowing was 42% lower than the small seedlings and 62% than large seedlings. For small seedlings, the total cost was 34% smaller than large seedlings. Working hours represent 58% of the final value. In this study, direct sowing enrichment was inefficient for most species, comparing with the final survival of the other methods. For small seedlings, the balance between cost and effectiveness was in species with greater accumulation of reserves in the seed. We suggest the association of two or more methods as a more effective artificial enrichment strategy and the presence of three or more pairs of leaves for the removal of small seedlings from the nursery.

Keywords: Ecology; Conservation, Restoration; Degraded forest fragments; Diversity species; Propagules; Cost-effectiveness.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1. ENRIQUECIMENTO	13
1.2. BASES ECOLÓGICAS AO ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL.....	14
1.3. ENRIQUECIMENTO NATURAL: POTENCIAL DA REGENERAÇÃO FLORESTAL	18
1.4. ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL: POTENCIAIS E LIMITAÇÕES.....	19
1.5. ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS E EM FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO.....	22
1.6. GRUPO DE ESPÉCIES PARA ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL.....	23
1.7. OBJETIVO GERAL	24
1.8. JUSTIFICATIVA.....	25
2. ÁREA DE ESTUDO	26
2.2. FRAGMENTOS FLORESTAIS DEGRADADOS.....	28
2.3. FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO	28
2.4. ESPÉCIES SELECIONADAS NESTE ESTUDO	31
3. REFERÊNCIAS	35
CAPÍTULO 1.....	48
ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL PARA A CONSERVAÇÃO DAS FLORESTAS TROPICAIS: ESTABELECIMENTO INICIAL DAS ESPÉCIES EM DOIS AMBIENTES FLORESTAIS NO DOMÍNIO ATLÂNTICO.....	48
<i>Resumo</i>	<i>48</i>
<i>Abstract</i>	<i>49</i>
1. <i>Introdução.....</i>	<i>50</i>
2. <i>Materiais e Métodos</i>	<i>51</i>
2.1. <i>Área de Estudo.....</i>	<i>51</i>
2.2. <i>Espécies selecionadas.....</i>	<i>53</i>
2.3. <i>Desenho experimental.....</i>	<i>54</i>
2.4. <i>Coleta de dados</i>	<i>55</i>
2.5. <i>Análises dos dados.....</i>	<i>56</i>
2.5.1. <i>Estrutura dos ambientes florestais</i>	<i>56</i>
2.5.2. <i>Sobrevivência e crescimento das espécies.....</i>	<i>56</i>
3. <i>Resultados.....</i>	<i>57</i>
3.1. <i>Estrutura dos ambientes florestais.....</i>	<i>57</i>
3.2. <i>Sobrevivência e crescimento das espécies</i>	<i>59</i>
4. <i>Discussão</i>	<i>62</i>
5. <i>Conclusão</i>	<i>64</i>
6. <i>Agradecimentos</i>	<i>65</i>
7. <i>Referências.....</i>	<i>66</i>

<i>Apêndices</i>	71
CAPÍTULO 2	72
CUSTO-EFETIVIDADE PARA ENRIQUECIMENTO ARTIFICIAL DE FLORESTAS TROPICAIS EM RESTAURAÇÃO: ANÁLISE ENTRE DISTINTOS MÉTODOS	72
<i>Resumo</i>	72
<i>Abstract</i>	73
1. <i>Introdução</i>	74
2. <i>Materiais e Métodos</i>	76
2.1. <i>Área de Estudo</i>	76
2.2. <i>Desenho experimental</i>	78
2.3. <i>Seleção de espécies, aquisição de propágulos e implantação do experimento</i>	78
2.4. <i>Coleta de dados</i>	79
2.5. <i>Análise dos dados</i>	80
3. <i>Resultados</i>	81
3.1. <i>Emergência, sobrevivência e crescimento entre os propágulos e entre espécies</i>	81
3.2. <i>Custos e desempenho do enriquecimento</i>	87
4. <i>Discussão</i>	89
5. <i>Conclusão</i>	91
6. <i>Agradecimentos</i>	92
7. <i>Referências</i>	93
<i>Apêndices</i>	98
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	104
5. REFERÊNCIAS	107
ANEXOS	108

1. INTRODUÇÃO GERAL

A intensa fragmentação e frequente degradação das florestas tropicais tem gerado efeitos deletérios sobre a biodiversidade e os processos ecológicos (HADDAD et al., 2015; BARLOW et al., 2016). Entre as décadas de 1990 e 2000 houve uma aceleração de 62% no desmatamento líquido em florestas tropicais no mundo (KIM; SEXTON; TOWSHEND, 2015), tornando extensas áreas florestais em fragmentos de variados tamanhos e formas (TAUBERT et al., 2018), em grande parte desconectados, inseridos em paisagens intensamente modificadas pelo homem. Somado a isso, os distúrbios antrópicos frequentes nos fragmentos ainda existentes, como extração seletiva de produtos madeireiros e não madeireiros, caça, queimadas recorrentes (BARLOW; PERES, 2004; BONNELL; REYNA-HURTADO; CHAPMAN, 2011; BURIVALOVA; SEKERCIOGLU; KOH, 2014; FAO, 2016), movimentação frequente de animais domésticos, entre outros, impactam os complexos processos ecológicos que sustentam as comunidades de fauna e flora (LIRA et al., 2012; FARAH et al., 2014). Esses impactos negativos comprometem sobremaneira a estabilidade e resiliência destas florestas, ou seja, sua capacidade de retornar ao equilíbrio após um distúrbio, e a rapidez com que esse retorno acontece (CHAZDON, 2016), para manter conservada a biodiversidade da floresta (BARLOW et al., 2016).

Esse cenário de intensa degradação florestal vem sendo observado há muitas décadas na Floresta Atlântica, já que sua devastação está relacionada ao início do desenvolvimento econômico do Brasil, e é onde concentra atualmente os maiores centros urbanos do país (TABARELLI et al., 2010). Esse domínio florestal, reconhecido por sua riqueza biológica e endemismos (MITTERMIER et al., 2003), apresenta atualmente 26% de sua cobertura florestal original (REZENDE et al., 2018), distribuídos em fragmento de variados tamanhos e níveis de resiliência (TAMBOSI et al., 2014). A expansão de áreas agrícolas e urbanas continua diminuindo os remanescentes da Floresta Atlântica, como ocorre na região Sul do estado da Bahia, Brasil (HIROTA; PONZONI, 2018), importante porção deste domínio florestal devido sua riqueza de espécies florestais particular (THOMAS et al., 1998; JARDIM, 2003; MARTINI et al., 2007; AMORIM, et al., 2009).

No contexto da conservação, é fundamental a presença dos fragmentos florestais degradados, inseridos em paisagens intensamente modificadas pelo homem. Mesmo impactadas negativamente pelo homem, essas florestas representam a riqueza e diversidade de espécies regional presentes no momento atual (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; VIDAL et al., 2016; FARAH et al., 2017), servem de refúgios e oferecem recursos

alimentares para a fauna, são fonte de propágulos essenciais à regeneração natural e à produção de mudas em viveiros, conservam recursos abióticos e estocam carbono (REY BENAYAS; BULLOCK, 2012; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; VIANI et al., 2015; POORTER et al., 2015; CHAZDON, 2016). Da forma semelhante, as florestas em processo de restauração, estabelecidas a partir de plantios de espécies nativas regionais de rápido crescimento em locais onde a floresta original foi anteriormente retirada, contribuem com a conservação e manutenção da biodiversidade local.

Contudo, a diminuição da resistência e resiliência frente aos distúrbios antrópicos em diferentes escalas tende à modificação das trajetórias sucessionais tanto em florestas secundárias degradadas, como em florestas em processo de restauração. Caso nenhuma intervenção seja realizada para auxílio do processo de sucessão secundária, a trajetória pode estagnar, ou avançar no processo de degradação florestal (VIANI et al., 2013). Para favorecer a recuperação das florestas degradadas e em processo de restauração, é imprescindível a adoção de estratégias de restauração que orientem e/ou reorientem a dinâmica de sucessão secundária na comunidade vegetal, para manter essas florestas e seus benefícios ao longo do tempo.

1.1. Enriquecimento

O enriquecimento de florestas tropicais foi originalmente proposto para aumentar o número de indivíduos de espécies madeireiras, com fins econômicos. Nesse sentido, o método pode ser realizado em áreas conservadas ou degradadas, sob um dossel pré-existente composto por árvores de diferentes tamanhos (WEAVER, 1987; MONTAGNINI et al., 1997). Em florestas secundárias anteriormente exploradas para a produção de madeira, o enriquecimento com fins comerciais é realizado em linhas de plantio (ADJERS et al., 1995; MONTAGNINI et al., 1997), em distintos níveis de sombreamento (RAMOS; del AMO, 1992) e aproveitando as clareiras existentes provenientes do manejo anterior (LOPES; JENNINGS; MATNI, 2008).

Sob a perspectiva da conservação, o enriquecimento é abordado como um método que redireciona e potencializa a regeneração natural. Baseia-se na reintrodução de espécies vegetais nativas regionais (KUPTZ; GRAMS; GÜNTER, 2009) ausentes no momento atual em uma dada comunidade, devido aos mais variados distúrbios, como exploração excessiva e degradação florestal, por exemplo, considerando ainda todas as formas de crescimento. Pode ser alcançado a partir da introdução de espécies nativas com fins econômicos, com posterior manejo sustentável (RAMOS; del AMO, 1992; HALL, 2008; KUPTZ; GRAMS; GÜNTER, 2009; REIS et al., 2014), e ainda com a finalidade de manutenção do ecossistema florestal e conservação da biodiversidade (LAMB; ERSKINE; PARROTA, 2005; HOLL; AIDE, 2011).

Significa que o método de enriquecimento envolve benefícios ambientais (KARAM et al., 2012; LOCATELLI et al., 2015), e potencializa a rede de interações ecológicas entre fauna e flora para a manutenção da trajetória sucessional do sítio (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

1.2. Bases ecológicas ao enriquecimento artificial

As propostas de restauração ecológica de florestas tropicais estão apoiadas em conceitos da Ecologia que descrevem a constante dinâmica sucessional presente na comunidade florestal (CONNEL; SLAYTER, 1977; CONNEL, 1978; CHAZDON, 2003, 2016). Nessa abordagem, a literatura considera o regime de distúrbios, naturais ou antrópicos (ou o conjunto desses eventos), como modificadores das condições bióticas e abióticas pré-existentes, em diferentes escalas espaciais e temporais (DENSLOW, 1987; PICKETT; WHITE, 1985; CHAZDON, 2003, 2016). Em escala local, a modificação da estrutura do dossel, a partir de uma abertura e aumento na entrada de luz direta no solo da floresta, desencadeia um ciclo de eventos sucessionais, considerados fase de clareira, de construção e fase madura (WHITMORE, 1989).

Em florestas tropicais, a fase de clareira inicia com a abertura no dossel e expõe o solo a grande incidência de luz, o que desencadeia um conjunto de eventos simultâneos de acordo com as diversas adaptações ecofisiológicas das espécies vegetais. O banco de sementes de espécies dependentes de luz, caracterizadas como espécies pioneiras (SWAINE; WHITMORE, 1988), fica latente no solo enquanto aguarda as condições ideais e germina em resposta à clareira aberta no dossel. A rebrota de espécies que sofreram danos devido ao distúrbio e que permanecem na área é mais um dos processos de ocupação da clareira (DISTZE; CLARK, 2008). Espécies pioneiras são intolerantes à sombra, apresentam rápido crescimento, proporcionando a formação de um novo dossel, sob o qual inicia-se o desenvolvimento de espécies tolerantes à sombra, consideradas não pioneiras (SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989). O ciclo de vida de espécies pioneiras geralmente dura cerca de 20 anos e ao se tornarem senescentes permitem que o dossel seja gradualmente ocupado pelas espécies não pioneiras, de crescimento mais lento que as anteriores e com ciclo de vida prolongado (superior a 50 anos). Esse período é considerado fase de construção, em que ocorre a dinâmica de interações entre espécies pioneiras e não pioneiras, relativa à competição por recursos, herbivoria e patógenos, e ainda a entrada de propágulos alóctones, que modifica continuamente a comunidade de espécies arbustivo-arbóreas na mancha florestal (CHAZDON, 2008). A partir

disso a mancha florestal segue para a fase madura, com entrada de espécies longevas (mais de 100 anos), tolerantes à sombra e de crescimento lento.

Baseado nos conceitos ecológicos de fases da sucessão florestal, foi proposto o modelo teórico para restauração das florestas, em especial para as florestas úmidas e semidecíduais, o qual considera fases distintas para a evolução das comunidades florestais em áreas em processo de restauração, denominadas fase de estruturação, consolidação e de maturação (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Assim, de forma análoga ao que ocorre em uma clareira na floresta, uma área degradada tem o solo diretamente exposto à luz solar direta. Para iniciar o processo de recuperação é necessário a introdução de espécies arbóreas consideradas pioneiras (Figura 1), que tenham crescimento rápido e desenvolvam amplas copas. Com a introdução dessas espécies é esperado o sombreamento do solo e a exclusão de espécies competidoras (gramíneas exóticas, por exemplo). A partir do estabelecimento desses indivíduos, inicia-se a fase de estruturação de uma floresta em processo de restauração (Figura 2), conforme o modelo proposto por Brancalion, Rodrigues e Gandolfi (2015). Uma vez que elevado número de espécies arbóreas são dispersas por animais (HOWE; SMALLWOOD, 1982), somar essa característica à escolha das espécies favorece a interação entre flora e fauna desde o início do processo. Com o decorrer do tempo e a formação de uma fisionomia florestal, é esperado que espécies tolerantes à sombra iniciem seu desenvolvimento na área parcialmente sombreada, provenientes de dispersão autóctone e especialmente alóctone. A partir da senescência das pioneiras (cerca de 20 anos) o dossel desta floresta em recuperação tende a ser substituído, dando início à fase de consolidação. Em continuidade, é esperado a entrada de novas espécies vegetais longevas, características dos estágios finais da sucessão, os quais ocupam distintos estratos da floresta e interagem com polinizadores e dispersores específicos em cada estrato, potencializando o avanço no processo de desenvolvimento da comunidade (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; LAMB; ERSKINE; PARROTA, 2005; HOLL; AIDE, 2011), no sentido da fase de maturação (Figura 2). Esse enriquecimento da comunidade com espécies de diferentes formas de crescimento, pode ocorrer de maneira espontânea, por meio da regeneração natural, ou por intervenção humana, denominado enriquecimento artificial.

Importa ressaltar que a trajetória seguida pelas florestas em processo de restauração é um processo previsível, uma vez que houve a entrada intencional de espécies, agrupadas funcionalmente pelo restaurador. Por outro lado, a trajetória sucessional seguida pelas florestas secundárias é um processo totalmente imprevisível, devido dinâmica natural de modificação da comunidade vegetal, com entrada espontânea de espécies alóctones, o que torna contínuo processo de diversificação e interação entre espécies animais e vegetais no decorrer do tempo.

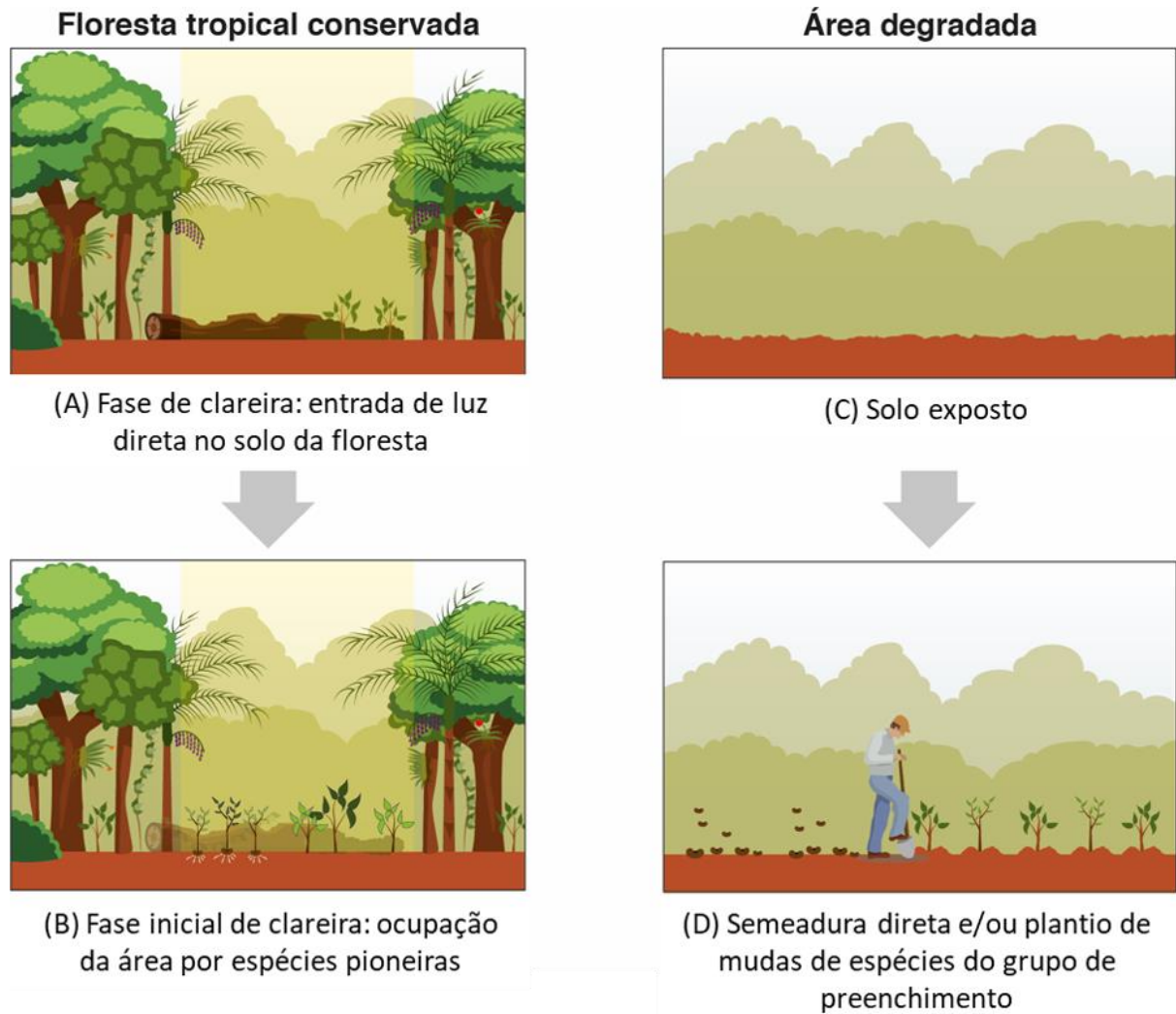


Figura 1. Esquema representando a analogia entre a fase de clareira em uma floresta tropical conservada e o início do processo de restauração de uma área degradada.

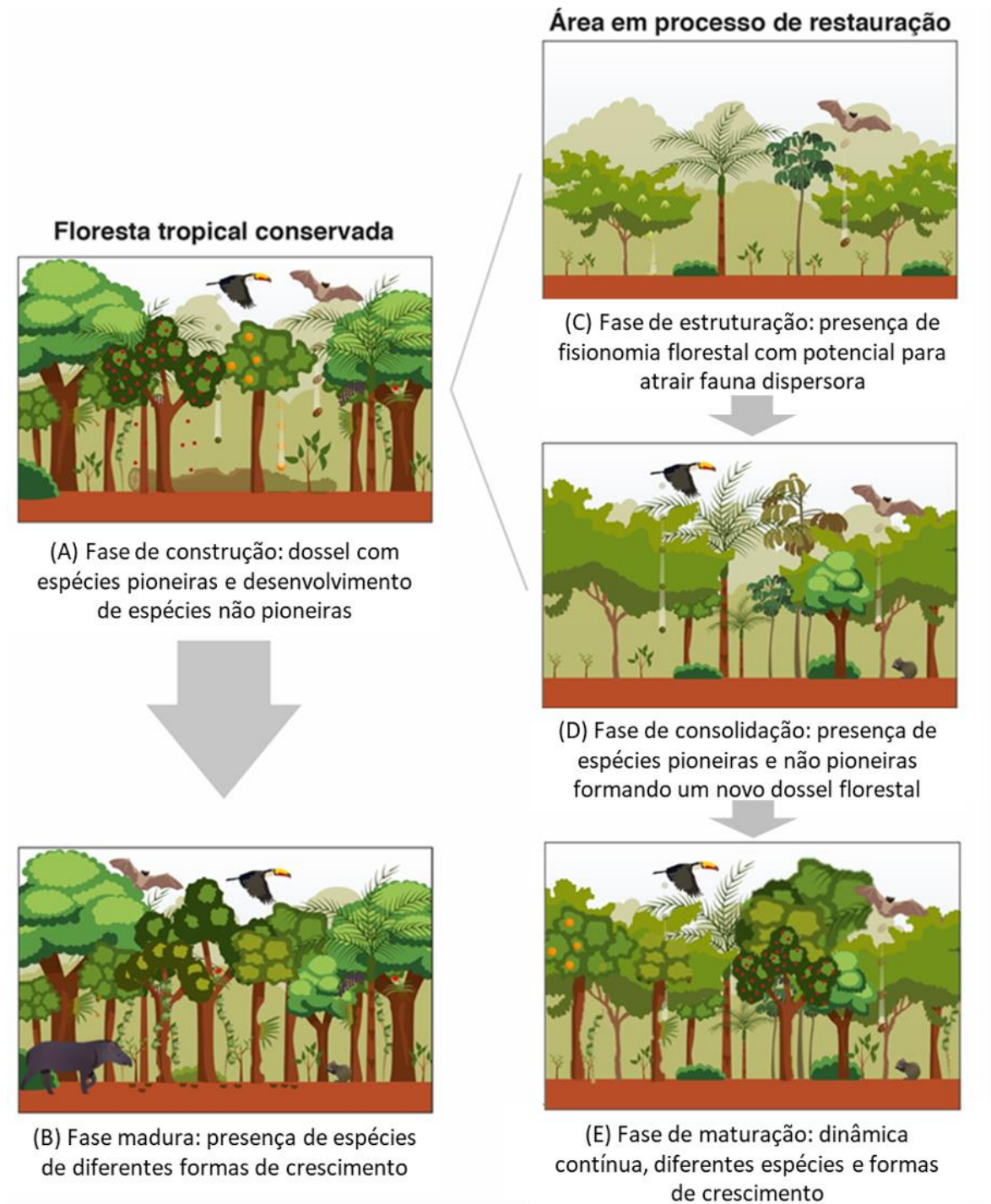


Figura 2. Esquema representando a analogia entre a fase de construção e fase madura, em uma floresta tropical conservada e uma área em processo de restauração (fases de estruturação, consolidação e maturação).

1.3. Enriquecimento natural: potencial da regeneração florestal

O potencial de regeneração natural segue o processo dinâmico de sucessão secundária das florestas tropicais (CHAZDON, 2016) e está atrelado às influências bióticas (VIANI et al., 2015a; BECA et al., 2017) e abióticas (BUDOWSKI, 1965; GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007) em escala local, regional e de paisagem (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). A regeneração de espécies vegetais mais longevas (acima de 50 anos) ocorre de maneira promissora em florestas próximas à fragmentos conservados e com presença de recursos hídricos (PEREIRA; OLIVEIRA; TOREZAN, 2013; SLOAN; GOOSEM; LAURENCE, 2015; BRANCALION et al., 2016). Ocorre ainda em sítios com histórico de distúrbios de baixo impacto, tais como cultivos itinerantes, os quais mantêm as características essenciais do solo (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016) e podem conter sementes de espécies finais de sucessão (NADKARNI; HABER, 2009), potencializando o enriquecimento da floresta em recuperação. Áreas declivosas como encostas são, da mesma forma, potenciais a apresentar naturalmente a regeneração de espécies vegetais longevas, já que a característica topográfica dificulta o acesso e consequentemente os impactos antrópicos negativos (de REZENDE et al., 2015).

Em contextos em que a paisagem é favorável, porém a regeneração é dificultada devido à filtros bióticos e abióticos em escala local, como gramíneas invasoras, empobrecimento do solo e incêndios recorrentes, por exemplo, é importante que ações de manejo sejam adotadas, visando auxiliar a regeneração natural. Estratégias de baixo custo, como aceiros e coroamento de indivíduos, por exemplo, interrompem os filtros e permitem que a regeneração naturalmente avance (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CHAZDON, 2017).

Embora se demonstre que a dinâmica sucessional apresenta resultados relevantes em termos de estrutura e composição de espécies (CROUZEILLES et al., 2017), e que pode cumprir papel estratégico na restauração em grandes áreas (LAMB, 2014; CHAZDON, 2017), é necessário considerar as diferentes escalas em que a área em sucessão secundária está inserida. Em paisagens intensamente modificadas pelo homem, com fragmentos florestais em grande parte degradados, desconectados e de variados tamanhos, a regeneração natural tende a ser inexpressiva em espécies vegetais com ciclo de vida longo, as quais interagem com fauna especialista, em especial para dispersão de suas sementes, geralmente de tamanhos médio e grande (TAMBOSI et al., 2014; BECA et al., 2017; SHOO et al., 2016). Eventos decorrentes de mudanças climáticas (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016) são outros fatores importantes que limitam a expressão da regeneração natural, o que pode acarretar na homogeneização das

comunidades florestais em favor de espécies pioneiras e generalistas (TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

1.4. Enriquecimento artificial: potenciais e limitações

O enriquecimento artificial para a conservação das florestas tropicais está entre as estratégias mais recentes propostas pela restauração ecológica, sendo resultado da fase histórica em que se encontra esta ciência (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). Significa o momento em que o foco principal é aumentar a riqueza de espécies nativas regionais, de diferentes formas de crescimento e ciclo de vida, que apresentem interação com animais especialistas de floresta (SHOO et al., 2016) e que estão ausentes na área no momento atual, devido a diferentes fatores, como exploração madeireira predatória, queimadas recorrentes, isolamento, impermeabilidade da matriz, ausência de dispersores potenciais na paisagem (BARLOW; PERES, 2004; BONNELL; REYNA-HURTADO; CHAPMAN, 2011; BURIVALOVA; SEKERCIOGLU; KOH, 2014). Essa estratégia se justifica uma vez que as florestas em recuperação, tanto florestas secundárias degradadas, como aquelas em processo de restauração, têm apresentado limitado número de espécies alóctones e predomínio de espécies arbóreas pioneiras na regeneração natural (BARBOSA et al. 2003; SOUZA; BATISTA, 2004), com ciclo de vida curto (cerca de 20 anos), o que pode homogeneizar as comunidades vegetais (TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Nesse sentido, distintos métodos de enriquecimento artificial estão sendo testados. No cenário atual de modificações climáticas, essas ações podem ainda englobar outros benefícios ambientais, como estoque de carbono, por exemplo (LOCATELLI et al., 2015).

A escolha do método de enriquecimento depende da avaliação/monitoramento do sítio e dos objetivos pretendidos com essa intervenção (NAVE et al., 2016; MANGUEIRA, 2017) e ainda da rapidez desejada para que os resultados do estabelecimento inicial possam ser verificados. Nesse sentido, observam-se lacunas no conhecimento sobre o equilíbrio entre o custo do enriquecimento artificial e resultados de sobrevivência e crescimento eficientes. Surgem assim desafios e oportunidades às pesquisas que contribuam para apresentar estratégias relevantes a serem utilizadas em grandes áreas em restauração.

Determinados métodos de enriquecimento artificial da comunidade utilizam a transposição de serapilheira (MÔNICO, 2012; SUGANUMA et al., 2008) e transplante de plântulas (VIANI; RODRIGUES 2007; VIDAL, 2008; SANTOS, 2011) como estratégias para a introdução de diversas espécies de várias formas de crescimento. São métodos considerados

de baixo custo e sua utilização é apropriada onde se dispõe de uma área fonte de propágulos, na qual irá ocorrer algum tipo de intervenção na vegetação que seja autorizada legalmente (supressão, por exemplo). O número de espécies de ciclo de vida longo a partir destes métodos, ideais para o enriquecimento, depende do histórico de conservação do remanescente florestal, o que pode ser um limitante para atingir o objetivo proposto. Outros métodos, como nucleação e poleiros artificiais (REIS et al., 2014), são similares aos anteriores em relação à entrada de inúmeras espécies vegetais na comunidade, já que favorecem a dispersão natural. Porém, nesses casos o enriquecimento está associado às espécies da fauna que potencialmente visitam a área.

Com a pretensão de estabelecer grupos de espécies e formas de crescimento para enriquecer determinado sítio, observando aquelas com maiores limitações à chegada e estabelecimento, pode-se considerar o método de transplante de epífitas vasculares adultas (DUARTE; GANDOLFI 2017; BARRANCOS; REID; ARONSON, 2017) e semeadura direta de lianas (LE BOURLEGAT et al., 2013), igualmente de baixo custo. A introdução desses grupos de espécies potencializa as interações ecológicas específicas, a partir da criação de micro-habitats. Para semeadura direta é observado que o sucesso do método está diretamente relacionado ao regime de luz e de temperatura no interior da floresta (LE BOURLEGAT et al., 2013).

A semeadura direta vem igualmente sendo testada para o enriquecimento com espécies arbustivo-arbóreas não pioneiras, com ciclo de vida longo e crescimento lento (SUGANUMA et al., 2008; PARDI, 2014; BERTACCHI et al., 2016; MANGUEIRA, 2017). Nesse sentido, o estudo realizado por Ceccon, González e Martorell (2016) demonstrou que o custo da semeadura direta é mais baixo do que o plantio de mudas em área total a ser restaurada. Contudo, o valor final tende a variar de acordo com a escolha das espécies, já que sementes de espécies não pioneiras apresentam, de modo geral, valores mais altos do que espécies pioneiras. Alguns estudos com semeadura direta observam que a utilização de espécies com sementes consideradas maiores, tendem a resultar em aumento da sobrevivência (MANGUEIRA, 2017; SOUZA; ENGEL, 2018), possivelmente devido ao acúmulo de reservas (CAMARGO; FERRAZ; IMAKAWA, 2002).

Em continuidade à semeadura direta, devem ser considerados fatores como a adaptação fisiológica das sementes (BRANCALION; NOVEMBRE; RODRIGUES, 2010), as condições de solo e clima (DOUST; ERSKINE; LAMB 2006), bem como a limitação hídrica (SUGANUMA et al., 2008; MANGUEIRA, 2017), que podem ser críticos ao sucesso do método. Outro aspecto importante é a dormência presente em sementes de algumas espécies finais de sucessão. Essa adaptação pode ser vantajosa em condições abióticas desfavoráveis

como estresse hídrico (MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018). Importa considerar que cada espécie responde de maneira diferente ao ambiente, de acordo com estudos de enriquecimento a partir de semeadura direta (SUGANUMA et al., 2008; BERTACCHI et al., 2016; ATONDO-BUENO et al., 2016; MANGUEIRA, 2017; SOUZA; ENGEL, 2018). Essa heterogeneidade entre as espécies, ou seja, a capacidade de tolerar o micro-habitat e superar o filtro da emergência e estabelecimento inicial pode resultar em poucas espécies vivas, distanciando o resultado desse método do objetivo do enriquecimento, ou seja, de tornar a área mais diversa em espécies.

No contexto de redução de custos, temos o plantio de plântulas produzidas em viveiro. Neste estudo definimos plântula como um organismo vegetal que apresenta no mínimo um par de folhas (FENNER, 1987) e ainda radícula ou raiz primária, haste e cotilédone (LECK; PARCKER; SIMPSON, 2008). Esse método permite a retirada dos propágulos em curto prazo de tempo, a partir das sementeiras, eliminando etapas dispendiosas de repicagem, manutenção e rustificação. Contudo, o estabelecimento das plântulas em campo é criticamente condicionado a fatores limitantes bióticos (competição, herbivoria, ataques de patógenos e pisoteio) e abióticos (regime de luz, temperatura, fogo, estresse hídrico) (CLARK; CLARK, 1984), o que tende a elevar a taxa de mortalidade nesta fase do desenvolvimento da planta. Mangueira (2017) registrou cerca de 5% de sobrevivência de plântulas de uma espécie, dentre as três consideradas secundárias tardias, a partir da introdução em fragmentos florestais degradados. A mesma autora considerou que a sobrevivência dos indivíduos neste método não justifica seu custo reduzido.

O enriquecimento com espécies arbustivo-arbóreas mais comumente testado é o plantio de mudas. Neste estudo, definimos mudas como organismos vegetais arbustivo-arbóreos que se desenvolveram em viveiro, durante um período mínimo de seis meses, apresentando sistema radicular e foliar desenvolvidos, aptos para a introdução em áreas florestais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Sua utilização pretende acelerar o processo de enriquecimento, e demonstra mais sucesso em número de indivíduos vivos, comparado a semeadura direta (PALMA; LAURENCE, 2015). Contudo, é considerado o método mais oneroso, dada a necessidade de manutenção das mudas em viveiro até sua rustificação, somada a maiores custos de transporte e plantio, em relação à semeadura direta. Assim, seu uso tem sido justificado em paisagens altamente fragmentadas, com comprometimento da resiliência do ecossistema (RODRIGUES, et al., 2009) e tendência a estagnação da trajetória sucessional (FOLKE et al., 2004; SCHEFFER et al., 2012). Estudos recentes utilizando plantio de mudas avaliaram a sobrevivência e crescimento de espécies

arbustivo-arbóreas consideradas tolerantes à sombra, tanto em áreas em processo de restauração em distintas fases de desenvolvimento (PARDI, 2014; SANTOS, 2014), como em fragmentos florestais degradados (KUPTZ; GRAMS; GÜNTER, 2009; PARDI, 2014; MANGUEIRA, 2017; NAHSEN, 2018). Os resultados dos trabalhos mencionados demonstram que a condição intermediária de luz e disponibilidade hídrica frequente são fatores ambientais intimamente relacionados ao sucesso do método de enriquecimento.

1.5. Enriquecimento artificial em fragmentos florestais degradados e em florestas em processo de restauração

Fragmentos florestais degradados são manchas de vegetação, primárias ou secundárias, caracterizadas por intensas e recorrentes pressões antrópicas, que impactam negativamente sua resiliência (CHAZDON, 2016), em diferentes escalas (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Em dias atuais, 74% do total dos fragmentos florestais nativos ao redor do mundo apresenta algum grau de degradação (FAO, 2016). Em paisagens intensamente antropizadas, são os únicos representantes de porção da riqueza e diversidade de espécies regional, dispõem de refúgios para a fauna (FARAH et al., 2017), assim como conservam recursos abióticos e estocam carbono (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; VIANI et al., 2015b; CHAZDON, 2016; POORTER et al., 2015; VIDAL et al., 2016; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Dada sua relevância, reforçam-se a preocupação e a urgência na tomada de decisões que priorizem a conservação desses fragmentos florestais.

Alguns métodos para a restauração de fragmentos florestais vêm sendo testados em anos recentes, como condução da regeneração natural e técnicas de manejo de fragmentos florestais degradados (VIANI et al., 2015b), por exemplo (detalhes em MANGUEIRA, 2017, capítulo 2). Sob essa abordagem, o enriquecimento artificial de fragmentos florestais representa a inserção de espécies de flora, com limitada dispersão de propágulos de maneira natural, em uma comunidade pré-existente. Para elevar o sucesso dessa estratégia, essas espécies devem pertencer a grupos funcionais distribuídos em diferentes formas de crescimento (DUARTE; GANDOLFI, 2017; BARRANCOS; REID; ARONSON, 2017; LE BOURLEGAT et al., 2013) e estratificação (PARDI, 2014; MANGUEIRA, 2017), bem como utilizar áreas na floresta com diferentes níveis de abertura do dossel (KUPTZ; GRAMS; GÜNTER, 2009; YEONG; REYNOLDS; HILL, 2016).

Quando se trata de enriquecimento de fragmentos florestais, torna-se fundamental o entendimento dos fatores importantes na dinâmica dessas comunidades. Podemos destacar as

modificações no regime de luz e sombra (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007), com efeito direto no microclima do interior do fragmento e no desempenho das plântulas no sub-bosque (SVENNING; FABBRO; WRIGHT, 2008). A pressão por herbivoria é igualmente crítica à sobrevivência de plântulas (STRAUSS; AGRAWAL, 1999), em especial em fragmentos florestais degradados e com tamanho reduzido (YEOUNG; REYNOLDS; HILL, 2016). Outras interações intraespecíficas como competição por recursos (COOMES; GRUBB, 2000) e ataque de patógenos (BELL; FRECKLETON; LEWIS, 2006) são da mesma forma críticos e devem ser considerados para que esse método apresente sucesso.

Em florestas em processo de restauração, ou seja, que estão na fase de estruturação (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; NAVE et al., 2016), o enriquecimento deve ser considerado a partir da constatação de limitação de chegada de propágulos (LAMB; ERSKINE; PARROTA, 2005). Nessa floresta, os principais desafios à sobrevivência das plantas introduzidas são a baixa umidade do solo (PARDI, 2014), alterações de temperatura (LE BOURLEGAT et al., 2013), persistência de espécies invasoras, em especial gramíneas exóticas de origem africana (TOREZAN; MANTOANI, 2013; SILVEIRA et al., 2013) e herbivoria por formigas (HOLL, 2002; FERREIRA et al., 2013), assim como a baixa disponibilidade de nutrientes no solo. De maneira complementar pode ser observada a competição por recursos (COOMES; GRUBB, 2000), tal como em florestas degradadas.

Pelo exposto, observamos que o sucesso do enriquecimento artificial em distintas florestas em recuperação depende tanto do efeito de fatores ambientais sobre as espécies introduzidas, como das relações interespecíficas estabelecidas com a comunidade pré-existente. Nesse sentido, é essencial o entendimento desses efeitos sobre o estabelecimento inicial das espécies de enriquecimento, visando validar as práticas e tornar eficiente a conservação dessas áreas (VIANI et al., 2015b).

1.6. Grupo de espécies para enriquecimento artificial

Espécies vegetais que são atribuídas artificialmente a um mesmo grupo funcional respondem de maneira similar em relação ao atributo funcional compartilhado, a fatores ambientais na dinâmica do ecossistema (DÍAZ; CABIDO, 1997; LAVOREL; LANDSBERG; FORBES, 1997; CORNELISSEN et al., 2003; GOURLET-FLEURY et al., 2005). Em termos ecológicos, os grupos funcionais sintetizam características dos vegetais na proposta de auxiliar a compreensão da dinâmica das comunidades naturais (SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989). Os agrupamentos funcionais podem estar baseados em descrições

biológicas, estratégias adaptativas e ainda no conhecimento empírico das espécies (LAVOREL; LANDSBERG; FORBES, 1997; GOURLET-FLEURY et al., 2005).

Sob a perspectiva da restauração ecológica, o agrupamento de espécies com características similares relacionadas a taxa de crescimento, tolerância à luz (SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989), e a limitações de nutrientes do solo e estresse hídrico (GONÇALVES; NOGUEIRA; DUCATTI, 2008), apresentam-se como a base dos estudos para a escolha das espécies a serem utilizadas nos projetos de restauração ecológica. Ao longo do tempo, e a partir dos resultados obtidos em experimentações práticas de campo, foi possível elaborar grupos artificiais relativos aos objetivos específicos das distintas fases dos projetos de restauração (GANDOLFI; BELLOTTO; RODRIGUES, 2009). Assim, espécies que apresentam rápido crescimento, copas densas e amplas (NAVE, 2005; RODRIGUES et al., 2009) e atrativas de fauna, podem ser agrupadas funcionalmente com a proposta de criar uma fisionomia florestal, sendo utilizadas nos plantios iniciais, denominados recobrimento ou preenchimento, considerado a fase de estruturação dos projetos de restauração ecológica.

Partindo-se da estrutura florestal, espécies reconhecidas por seu estabelecimento e crescimento lento sob o dossel, em níveis intermediários de sombreamento, ciclo de vida longo e zoocóricas são estabelecidas para compor outro grupo, denominado grupo de diversidade. A proposta é a substituição gradual do dossel existente (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; NAVE et al., 2016; IMASUL, 2016) e a continuidade da trajetória da restauração. Assim, o enriquecimento artificial com espécies de diversidade, que completam seu ciclo de vida em distintos estratos da floresta, tende a ampliar as possibilidades de interações flora-fauna. Isso favorece a chegada de diásporos e impulsiona a regeneração natural, tornando estratégia de enriquecimento mais eficiente.

1.7. Objetivo geral

Neste trabalho, investigamos a sobrevivência e o crescimento iniciais de espécies vegetais em distintas florestas passíveis de enriquecimento: florestas naturais secundárias degradadas e florestas em processo de restauração. Avaliamos ainda os custos de diferentes métodos para enriquecimento artificial na floresta em processo de restauração. Procuramos responder às seguintes questões: I. Diferentes espécies de diversidade apresentam desempenho adequado (sobrevivência e crescimento iniciais) em distintos ambientes florestais? II. Qual método de enriquecimento apresenta maior equilíbrio entre custo e efetividade?

1.8. Justificativa

O cenário atual da restauração ecológica apresenta ambiciosos compromissos de restaurar amplas áreas de florestas degradadas em todo o mundo. A iniciativa *Bonn Challenge* (IUCN, 2011) propõe um esforço mundial de restaurar até 350 milhões de hectares até 2030. Apoiada nessa proposta, a Iniciativa 20X20 (WRI, 2018) assume o compromisso de restaurar 20 milhões de hectares até 2020, em países da América Latina e Caribe. No Brasil, em adesão aos compromissos mundiais de restauração, estabeleceu-se a meta de restaurar 12 milhões de hectares florestais até 2030 (Decreto Federal Nº 8.972, 23 de janeiro de 2017). Referente à Floresta Atlântica, o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica apresenta como meta a restauração ecológica de 15 milhões de hectares até 2050 (CALMON et al., 2011). Para tanto, o foco apenas otimização dos escassos recursos disponíveis aos projetos (HOLL, 2017) para aumentar a escala, resulta em diminuição da conservação da biodiversidade (STRASSBURG et al., 2019). Assim, a concretização desses compromissos depende do equilíbrio entre os custos envolvidos e resultados ecológicos eficientes. Ressaltamos que conservar os fragmentos florestais ainda presentes na paisagem ainda é a opção mais vantajosa ecológica e economicamente (CHAZDON, 2016; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016).

Sob a abordagem da eficiência ecológica, muitas florestas em restauração dependem de ações de enriquecimento, posteriores aos plantios iniciais (BARBOSA et al.; 2003; SOUZA; BATISTA, 2004; GARCIA et al., 2016). A potencial estagnação sucessional tem sido observada ainda em florestas naturais degradadas (VIANI et al, 2015; SHOO, et al., 2016) e requerem estratégias eficientes para o enriquecimento artificial dessas comunidades. Ações de enriquecimento promovem a reintrodução espécies de diferentes formas de crescimento e ciclos de vida, incluindo espécies ameaçadas de extinção. Em paisagens intensamente modificadas pelo homem, muitas dessas espécies apresentam populações inseridas em pequenos fragmentos, com críticas limitações à dispersão, em especial aquelas dependentes de fauna especialista de florestas (SHOO et al, 2016; BECA et al, 2017).

O enriquecimento artificial favorece o aumento do número de populações de plantas vulneráveis aos distúrbios intensos e frequentes, como espécies raras e ameaçadas de extinção, enquanto auxilia no avanço sucessional de comunidades vegetais empobrecidas. Diante disso, o enriquecimento artificial deve ser considerado como relevante estratégia de restauração, sendo incorporado em políticas públicas que definem os protocolos de ações para a conservação da biodiversidade. Neste estudo temos a perspectiva de contribuir com o avanço do conhecimento em relação aos métodos de enriquecimento artificial em dois contextos de

restauração ecológica: fragmentos florestais naturais degradados e florestas em processo de restauração.

O presente estudo está inserido no Projeto Temático “Restauração Ecológica de Florestas Ciliares Nativas e de Produção Econômica e de Fragmentos Florestais Degradados (em APP e RL), com base na Ecologia da Restauração de Ecossistemas de Referência, visando testar cientificamente os preceitos do Novo Código Florestal Brasileiro” (Biota/FAPESP, Processo n. 2013/50718-5). De maneira específica, integra Módulo II: “Testar metodologias de restauração de florestas ciliares, considerando as diferentes larguras da faixa ciliar para cumprimento de suas funções ecológicas, buscando atender a demanda atual de sustentação científica das alterações do código florestal”, que apresenta como um de seus objetivos o teste de métodos de baixo custo de restauração. Temos a perspectiva de auxiliar as políticas públicas relacionadas à conservação e restauração ecológica no âmbito da Lei da Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651, e alterações posteriores).

2. ÁREA DE ESTUDO

2.1. Caracterização geral

A região do Extremo Sul do estado da Bahia, Brasil, é um centro de elevada diversidade e endemismos da Floresta Atlântica (THOMAS et al., 1998; JARDIM, 2003; ROCHA et al., 2005; MARTINI et al., 2007; AMORIM, et al., 2009). Está situada entre o rio Jequitinhonha e a divisa com o estado do Espírito Santo, apresentando uma importante rede de Unidades de Conservação (BRASIL, 2017). Essa região apresenta histórico de elevada pressão antrópica desde o século XIX, com corte seletivo de madeira, e posterior retirada da floresta para produção agropastoril (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006). Em dias atuais, verifica-se uma tendência à homogeneização do uso do solo, com o predomínio de pastagens e cultivos florestais comerciais, prioritariamente de *Eucalyptus* spp. (BAHIA, 2008).

Sob a perspectiva de paisagem, é possível observar fragmentos florestais de distintos tamanhos, que tendem a diferentes capacidades de resiliência (TAMBOSI et al., 2014). Além das Unidades de Conservação, muitos desses fragmentos são áreas legalmente protegidas, identificadas como Reserva Legal e Área de Preservação Permanente de propriedades particulares. Contudo, essas florestas estão sujeitas a extração seletiva, madeireira e não madeireira, caça e pisoteio da regeneração natural devido à entrada de animais domésticos.

As áreas selecionadas para o presente estudo estão localizadas entre os municípios de Teixeira de Freitas e Alcobaça, Extremo Sul do estado da Bahia (Figura 3), inseridas em

matriz de monocultivos florestais comerciais (*Eucalyptus* spp.), de propriedade particular. O clima da região, conforme classificação de Köppen (1945), é uma transição entre os tipos Aw e As (ALVARES et al., 2013), sendo a média de precipitação anual equivalente a 1.240,5 mm, com maior volume de precipitações nos meses de março e novembro, conforme registro de precipitações da estação climatológica Santo Antônio (Lat.: 17°26'52.7''S; Long.: 39°68'47.2''O), situada cerca de 16 km das áreas experimentais (Figura 4).

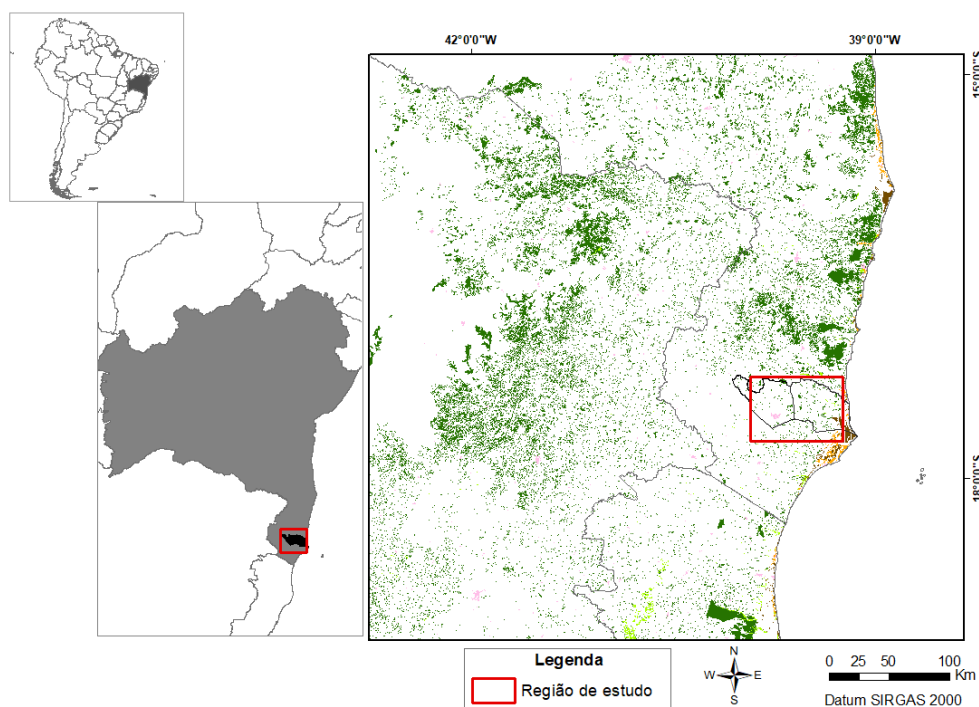


Figura 3. Localização da área de estudo no extremo Sul do estado da Bahia, Brasil (CORRÊA, 2018).

As florestas selecionadas inserem-se no domínio fitogeográfico Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012), com tipo de solo classificado como Argissolo-Amarelo distrófico (EMBRAPA, 2006), com textura argilo-arenosa, franco-arenosa e areia franca. Essa região apresenta um tipo florestal particular, denominado Muçununga, a qual apresenta variação fitofisionômica desde campestre até florestal (MEIRA-NETO et al., 2005). Essa variação da Floresta Ombrófila de Terras Baixas ocorre principalmente devido às suas características edáficas peculiares, em especial a quantidade de areia (MEIRA-NETO et al., 2005; SIMONELLI et al, 2008). Devido aos intensos e frequentes distúrbios sofridos pela vegetação, esse tipo florestal vem reduzindo sua riqueza de espécies (MEIRA-NETO et al., 2005).

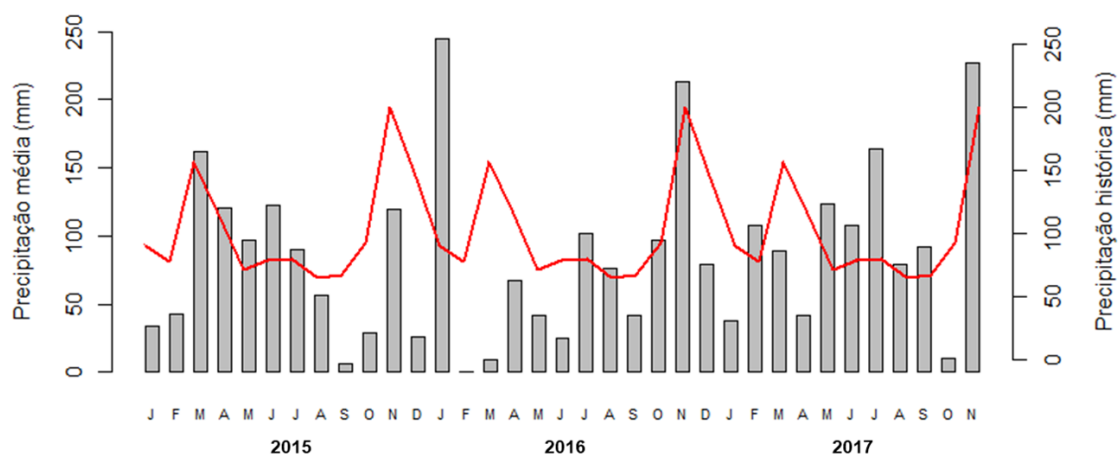


Figura 4. Precipitações mensais médias registradas na estação climatológica Santo Antônio, situada próxima às áreas do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia. As barras representam as médias de precipitação entre os anos de 2015 a 2017. A linha representa a média histórica de precipitação (2002-2017).

2.2. Fragmentos florestais degradados

Os fragmentos florestais degradados considerados neste estudo são manchas de vegetação legalmente protegidas, consideradas Reserva Legal, inseridas em matriz de monocultura de *Eucalyptus* spp. De modo geral, esses fragmentos florestais apresentam histórico de redução de área para uso agropastoril, extração seletiva de produtos madeireiros e não madeireiros e entrada frequente de gado, entre outros animais domésticos. O dossel apresenta cerca de 10 m de altura, de forma descontínua. Como resultado, apresenta pontos de clareiras em que ocorre abundância de lianas heliófitas, assim como gramíneas exóticas invasoras (Figura 5).

2.3. Florestas em processo de restauração

As florestas em processo de restauração selecionadas para este experimento são da mesma forma protegidas pela legislação vigente, localizadas em Áreas de Preservação Permanente, com idade entre seis e oito anos (Figura 6). A estrutura florestal é formada

principalmente por espécies nativas arbóreas de rápido crescimento e sombreamento, consideradas grupo funcional de recobrimento. A altura do dossel equivale a 7 m, com sombreamento com cerca de 50%, e baixa expressão de regeneração natural. Os plantios florestais comerciais, em diferentes estágios do ciclo produtivo, estão presentes no entorno das áreas onde se instalou o experimento.



Figura 5. Imagens dos fragmentos florestais degradados selecionados para implantação do experimento de enriquecimento artificial. (A) dossel descontínuo; (B) sombreamento do sub-bosque (à frente) e clareira ao fundo. Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil, 2016.

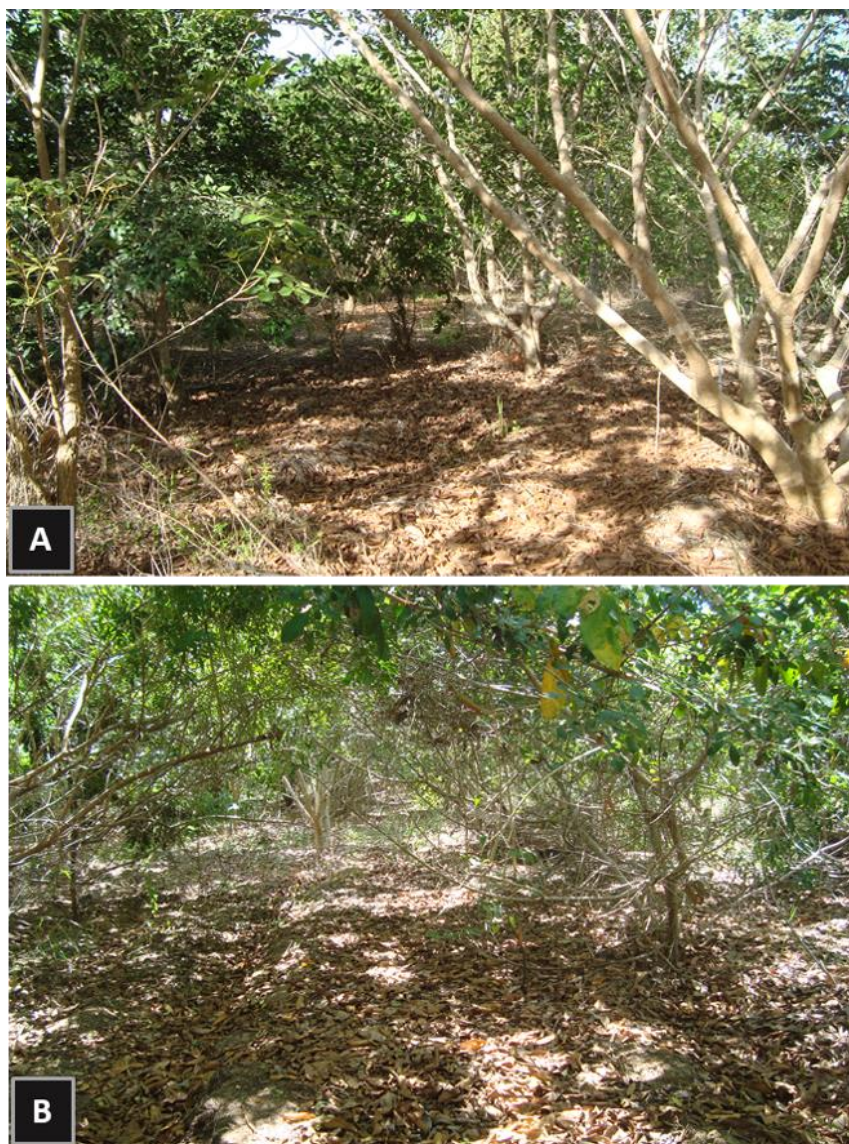


Figura 6. Imagens das florestas em processo de restauração selecionadas para implantação do experimento de enriquecimento artificial. (A) estrutura florestal formada por espécies de rápido crescimento; (B) sub-bosque com baixa expressão da regeneração natural. Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil, 2015.

2.4. Espécies selecionadas neste estudo

As espécies selecionadas neste estudo (Figura 7) apresentam os seguintes atributos: a) sobrevivência e crescimento em área parcialmente sombreada; b) polinização e dispersão animal; c) ocorrência regional. Na fase adulta, estas espécies ocupam distintos estratos da floresta. Seguindo os atributos mencionados e a disponibilidade de propágulos em viveiros regionais, selecionamos as espécies: *Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze, *Byrsonima sericea* DC., *Euterpe edulis* Mart., *Lecythis pisonis* Cambess., *Psidium cattleianum* Sabine, *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp.

Allagoptera caudescens (Mart.) Kuntze (buri): Palmeira endêmica da Floresta Atlântica do Brasil, distribuindo-se pelos estados de Sergipe, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro (FLORA DO BRASIL, 2020). Ocupa o sub-bosque de florestas com diferentes níveis de sombreamento (OLIVEIRA, 2013), apresentando altura entre quatro a oito metros, ainda que existam registros de indivíduos com caules subterrâneos e acaules (LIMA; SOARES, 2003). A floração ocorre entre agosto e novembro, com predomínio da entomofilia como síndrome de polinização. A dispersão das sementes é realizada por ampla variedade de vertebrados frugívoros (GALETTI; ALEIXO, 1998; ANDREAZZI; PIRES; FERNANDEZ, 2009).

Byrsonima sericea DC. (murici): Árvore com ampla distribuição na Floresta Atlântica, Cerrado e Caatinga, além de parte da Floresta Amazônica (FLORA DO BRASIL, 2020). Pode completar seu ciclo de vida no sub-dossel da floresta, atingindo alturas entre quatro a seis metros (MAMEDE, 1987), mas pode atingir 20m (TEIXEIRA; MACHADO, 2000). Típica secundária inicial, ocorre naturalmente no Sul da Bahia e Norte do Espírito Santo em florestas de tabuleiro, restingas e muçunungas (JARDIM, 2003; ROLIM; MENEZES; SRBEK-ARAUJO, 2016), em áreas com disponibilidade hídrica constante (PEREIRA; ASSIS, 2000). Seu período de floração ocorre entre outubro e fevereiro, com visitação predominante de espécies de abelhas da família Anthrophoridae, sobretudo espécies de *Centris* spp. (TEIXEIRA; MACHADO, 2000). A potencial dispersão de sementes é ampla, devido a variadas espécies de aves das famílias Trogonidae, Tyrannidae, Turdidae e Thraupidae (PURIFICAÇÃO et al., 2014), além de formigas de diferentes espécies (SANTANA; CAZETTA; DELABIE, 2013).

Euterpe edulis Mart. (palmito-juçara): Palmeira vulnerável à extinção (BRASIL, 2014; MARTINELLI; MORAES, 2013), ainda que existam propostas de manejo sustentável (REIS et al., 2000), se distribui amplamente pela costa leste da Floresta Atlântica, desde o Sul da Bahia (15°S) até o Norte do Rio Grande do Sul (30°S) (REIS et al., 2000), com registros de

ocorrência no leste do Paraguai e nordeste da Argentina. Completa seu ciclo de vida no subdossel da floresta tropical (REIS et al., 2000). Os registros de floração são entre agosto e janeiro (FISCH; NOGUEIRA JR.; MANTOVANI, 2000; GENINI; GALETTI; MORELLATO, 2009), sendo visitadas por abelhas das famílias Apidae e Halictidae, de ambos os sexos, além de moscas (DORNELES et al., 2013). Seus frutos carnosos são atrativos a elevado número de espécies de vertebrados e invertebrados frugívoros, potenciais dispersores de sementes (ANDREAZZI; PIRES; FERNANDEZ, 2009; ROTHER; PIZO; JORDANO, 2015; SANTANA, CAZETA; DELABIE, 2013). O tamanho das sementes é variável, entre 8,3-14,1mm (PIZO, VON ALLMEN; MORELLATO, 2006), com características recalcitrantes e registros de germinação iniciada após 60 dias (MARTINS-CORDER; SALDANHA, 2006).

Lecythis pisonis Cambess. (sapucaia): Árvore neotropical endêmica do Brasil que se distribui pela Floresta Atlântica e Amazônica (FLORA DO BRASIL, 2020). Os indivíduos adultos são emergentes, já que atingem entre 20 e 30 m de altura (MORI; PRANCE, 1981). No Sul da Bahia e Norte do Espírito Santo, esta espécie é encontrada tanto em fragmentos florestais conservados, quanto com graus intermediários de impacto antrópico (JARDIM, 2003; SAMBUICHI, 2006; MARTINI et al., 2007; ROLIM; MENEZES; SRBEK-ARAUJO, 2016). A polinização desta espécie se dá a partir de abelhas *Xylocopa*, grupo de insetos que evoluiu em conjunto com as espécies de Lecythidaceae (MORI; PRANCE, 1981). Os frutos contêm sementes envoltas em arilo com polpa nutritiva, os quais são, de maneira geral, atrativos para morcegos (MORI; PRANCE, 1981), podendo ainda atrair a avifauna. As sementes possuem formato alongado, com 8,65g em média (BRAGA et al., 2007) com germinação, em média, a partir de 20 dias (SOUZA et al., 2014).

Psidium cattleianum Sabine (araçá): Árvore neotropical endêmica do Brasil, com distribuição na Floresta Atlântica, Caatinga e Cerrado (FLORA DO BRASIL, 2020). Ocupa o dossel da floresta, alcançando alturas de 10 m (RASEIRA, 1996). Apresenta tolerância a diferentes regimes de luz e níveis de umidade do solo. De maneira geral, possui floração entre fevereiro-abril e dezembro (MARQUES; OLIVEIRA, 2004), tendo suas flores polinizadas por abelhas Apidae, o que é característico das espécies de Myrtaceae (GRESSLER; PIZO; MORELLATO, 2006). Nessa espécie, os frutos carnosos são atrativos à ampla variedade de frugívoros, incluindo insetos, aves e mamíferos voadores e não voadores (GRESSLER; PIZO; MORELLATO, 2006). As sementes possuem em média 3,34 mm, com registros de germinação após 15 dias, sem necessidade de superação de dormência (RASEIRA, 1996).

Parkia pendula (Willd.) Benth. ex. Walp (visgueiro): Árvore neotropical secundária tardia de ampla distribuição em florestas de terra firme ao sul de Honduras, seguindo

para Colômbia, Venezuela e Guianas, Floresta Amazônica do Peru, Brasil e Bolívia, além do nordeste da Floresta Atlântica brasileira (HOPKINS, 1986), chegando até o estado do Espírito Santo (FLORA DO BRASIL, 2020). Os indivíduos adultos são considerados emergentes do dossel florestal, com alturas entre 40 a 50 m, com registros de ocorrência em fragmentos florestais secundários em estágio avançado de regeneração no Sul da Bahia e Norte do Espírito Santo (JARDIM, 2003; ROLIM; MENEZES; SRBEK-ARAUJO, 2016). Os registros de floração entre maio-junho e outubro-novembro para a região nordeste da Floresta Atlântica do Brasil (HOPKINS, 1986). Morcegos dos gêneros *Phyllostomus*, *Ariteus*, *Uroderma*. e *Glossophaga* polinizam esta espécie, sendo *Phyllostomus discolor* seu principal polinizador (HOPKINS, 1984). Os frutos são deiscentes e secretam elevada quantidade de goma translúcida e gelatinosa que envolve as sementes (HOPKINS, 1986), liberando-as gradualmente. A goma liberada é atrativa à avifauna e mastofauna arborícola e terrestre (PERES, 2000). As sementes são elípticas, pesando 0,06-0,11 g (HOPKINS, 1986), com registros de germinação entre 40-45 dias a partir da superação da dormência (BARBOSA et al., 1984).



Figura 7. Espécies selecionadas para o experimento de enriquecimento artificial. Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. (A) *Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze; (B) *Byrsonima sericea* DC.; (C) *Euterpe edulis* Mart.; (D) *Lecythis pisonis* Cambess.; (E) *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp; (F) *Psidium cattleianum* Sabine. Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil, 2015.

3. REFERÊNCIAS

- ADJERS, G. et al. Enrichment planting of dipterocarps in logged-over secondary forests: effect of width, direction and maintenance method of planting line on selected *Shorea* species. **Forest Ecology and Management**, v.73, p. 259-270, 1995.
- ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711–728, 2013.
- AMORIM, et al. Angiospermas em remanescentes de floresta montana no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v.9, n.3, p.313-348. 2009.
- ANREAZZI, C.S; PIRES, A.S.; FERNANDEZ, F.A.S. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Australis*, v.13, n.4, p.554-574, 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Review**, v.92, p.326–340, 2017.
- ATONDO-BUENO et al. Direct seeding of *Oreomunnea mexicana*, a threatened tree species from Southeastern Mexico. **New Forests**, v.47, p.845–860, 2016.
- BAHIA. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Silvicultura de eucalipto no Sul e Extremo Sul da Bahia: situação atual e perspectivas ambientais**. 2008. 66p. Disponível em www.inema.ba.gov.br/download/304/ Acesso em: 25/03/2016.
- BARBOSA, A.P; VASTANO JR., B.; VARELA, V.P. Tratamentos pré germinativos de sementes de espécies florestais amazônicas – Visgueiro (*Parkia pendula* Benth. Leguminosae – Mimosoidae). **Acta Amazônica**, v.14, n.1-2, p.280-288, 1984.
- BARBOSA, L.M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas do estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.6, p.28-34. 2003.
- BARLOW, J.; PERES, C.A. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. **Ecological Applications**, v.14, n.5, p.1358–1373. 2004.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v.535, p.144-159. 2016.
- BARRANCOS, E.P.F.; REID, J.L.; ARONSON, J. Tank bromeliad transplants as an enrichment strategy in Southern Costa Rica. **Restoration Ecology**, v.25, n.4, p.569–576, 2017.
- BECA, G. et al. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v.210, p.352–359, 2017.

- BELL, T.; FRECKLETON, R.P.; LEWIS, O.T. Plant pathogens drive density-dependent seedling mortality in a tropical tree. **Ecology Letters**, v.9, p.569–574, 2006.
- BERTACCHI, M.I.F. *et al.* Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v.24, n.1, p.100–108, 2016.
- BONNEL, T.R.; REYNA-HURTADO, R.; CHAPMAN, C.A. Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v.261, p.855–864, 2011.
- BRAGA, L.F. *et al.* Caracterização morfológica de sementes de castanha de sapucaia (*Lecythis pisonis* Cambess – Lecythidaceae). *Revista de Ciências Agro-Ambientais*, v.5, n.1, p.111–116, 2007.
- BRANCALION, P.H.S. *et al.*, Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v.48, n.6, p.856–867, 2016.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432p.
- BRANCALION, P.H.S.; NOVEMBRE, A.D.L.C.; RODRIGUES, R.R. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. **Revista Brasileira de Sementes**, v.32, n.4 p.15-21, 2010.
- BRASIL. Decreto n.8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O corredor central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Conservação Internacional; Fundação SOS Mata Atlântica. 2006. 46p.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria MMA n.443, de 17 de dezembro de 2014**. *Diário Oficial da União*, 18/12/2014, Seção 1, p. 110-121. 2014.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional process. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42. 1965.
- BURIVALOVA, Z.; SEKERCIOGLU, Ç.H.; KOH, L.P. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. **Current Biology**, v.24, p.1893–1898. 2014.
- CALMON, M. *et al.* Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v.19, n.2, p.154-158, 2011.

- CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; IMAKAWA, A.M. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazônia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.636-644, 2002.
- CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. Brasília: RMA, 2006. 332p.
- CECCON, E.; GONZÁLEZ, E.J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. **Land degradation and development**, n.27, pp. 511–520, 2016.
- CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v.320, p.1458-1460. 2008.
- CHAZDON, R.L. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.102, p.251–257, 2017.
- CHAZDON, R.L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. [traduzido]. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 429p.
- CHAZDON, R.L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.6, p.51-71. 2003.
- CHAZDON, R.L.; GUARIGUATA, M.R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v.48, n.6, p.716–730, 2016.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: evaluation of the Janzen-Connell model. **The American Naturalist**, v.124, n.6, p.769-788, 1984.
- CONNEL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v.199, n. 4335, p.1302-1310. 1978.
- CONNEL, J.H.; SLAYTER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v.111, n. 902, p.1119 -1144. 1977.
- COOMES, D.A.; GRUBB, P.J. Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. **Ecological Monographs**, v.70, n.2, p.171–207, 2000.
- CORNELISSEN, J.H.C. et al. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v.51, p.335-380, 2003.
- CROUZEILLES, R. et al., 2017 Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, 2017.

- de REZENDE, C.L. et al. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodivers Conserv.**, v.24, p.2255–2272, 2015.
- DENSLOW, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v.18, p.431-451. 1987.
- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. **Journal of Vegetation Science**, v.8, p.463-474, 1997.
- DISTZE, M.C.; CLARK, J.S. Changing the gap dynamics paradigm: vegetative regeneration control on forest response to disturbance. **Ecological Monographs**, v.78, n.3, p.331–347. 2008.
- DORNELES, L.L. et al. Biologia da polinização de euterpe edulis Martius (Arecaceae) associação com abelhas sociais (Apidae: Apini) em sistema agroflorestal na Ilha de Santa Catarina. Ilheringia. **Série Botânica**, v.68, n.1, p.47-57, 2013.
- DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v.234, n.1-3, p. 333-343, 2006.
- DUARTE, M.M.; GANDOLFI, S. Diversifying growth forms in tropical forest restoration: enrichment with vascular epiphytes. **Forest Ecology and Management**, v.401, p.89–98, 2017.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Global forest resources assessment 2015: How are the world's forests changing?** 2ª Edição. Roma, 2016. 54p.
- FARAH, F.T. et al., Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v.397, p.78–88, 2017.
- FENNER, M. Seedlings. **The New Phytologist**, v.106, n.1, p.35-47, 1987.
- FERREIRA, B.Z. et al., 2013 Controle de formigas cortadeiras em plantios de restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V.S. (Org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p.9-13.

- FISCH, S.T.V.; NOGUEIRA JR. L.R.; MANTOVANI, W. Fenologia reprodutiva de *Euterpe edulis* Mart., na Mata Atlântica (reserva ecológica de Trabiju, Pindamonhangaba, SP). **Revista Biociências**, v.6, n.2, p.31-37, 2000.
- FLORA DO BRASIL. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil>. Acesso em 25/04/2016.
- FOLKE, C. et al., 2004 Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 35, p.557–581, 2004.
- GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v.35, n.2, p.286-293, 1998.
- GANDOLFI, S.; BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R.R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**, 3ed. rev. São Paulo: LERF, 2010.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v.64, n.4, p.433-438, 2007.
- GENINI, J.; GALETTI, M.; MORELLATO, L.P.C. Fruiting phenology of palms and trees in Atlantic rainforest land-bridge island. **Flora: morphology, distribution, functional ecology of plants**, v.204, p.131-145, 2009.
- GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA JÚNIOR, L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E. de; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p.111-163.
- GOURLET-FLEURY, S. et al. Grouping species for predicting mixed tropical Forest dynamics: looking for a strategy. **Annals of Forest Science**, v.62, n.8, p.785-796, 2005.
- GRESSLER, E.; PIZO, M.A.; MORELLATO, P.C. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, v.29, n.4, p.509-530. 2006.
- HALL, J. S. Seed and seedling survival of African mahogany (*Entandrophragma* spp.) in the Central African Republic: implications for forest management. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.292-299, 2008.
- HADDAD, N.M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, p.1-9. 2015

- HIROTA, M.M.; PONZONI, F.J. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2016-2017: Relatório técnico**. São Paulo, 2018. 63p.
- HOLL, K.D. Research directions in tropical forest restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.102, p.237–250, 2017.
- HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v.261, p.1558–1563, 2011.
- HOLL, K.D.; Tropical moist forest restoration. p. 539-558. In: PERROW, M.; DAVY, A. (Eds.) **Handbook of ecological restoration: restoration in practice**. Volume 2. New York: Cambridge University Press, 2002. 624p.
- HOPKINS, H.C.F. Floral biology and pollination ecology of the neotropical species of *Parkia*. **Journal of Ecology**, v.72, p.1-23, 1984.
- HOPKINS, H.C.F. *Parkia* (Leguminosae: Mimosoidae). **Flora Neotropica**, v.43, p.1-123, 1986.
- HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v.13, p.201-228. 1982.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da Vegetação Brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro, 2012. 217p.
- IMASUL. **Métodos e técnicas para restauração da vegetação nativa: documento técnico para orientação na restauração da vegetação nativa no Bioma Mata Atlântica do Mato Grosso do Sul**. Campo Grande: Imasul, 2016. 114p.
- IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **The Bonn Challenge**. 2011. Disponível em: <http://www.bonnchallenge.org/> Acesso em: 29/07/2018.
- JARDIM, J.G. Uma caracterização parcial da vegetação na região Sul da Bahia, Brasil. **Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia: Instituto de estudos sócio ambientais do Sul da Bahia e Conservation International do Brasil**, p.1-200, 2003.
- KARAM, D.S. et al. Impact of long-term forest enrichment planting on the biological status of soil in a deforested Dipterocarp forest in Perak, Malaysia. **The Scientific World Journal**, p.1-8, 2012.
- KIM, D.H; SEXTON, J.O.; TOWSHEND, J.R. Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. **Geophysical Research Letters**, p.3495-3501. 2015.

- KUPTZ, D.; GRAMS, T.E.E.; GÜNTHER, S. Light acclimation of four native tree species in felling gaps within a tropical mountain rainforest. **Trees**, v.24, p.117–127, 2010.
- LAMB, D. **Large scale forest restoration**. London: Routledge. 2014. 320p.
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forests landscapes. **Science**, v.310, n.5754, p.1628-1632. 2005.
- LAVOREL, S.; LANDSBERG, S.M.J.; FORBES, T.D.A. Plant functional classification: from general groups to specific groups based in response to disturbance. **Tree**, v.12, n.12, 1997.
- LE BOURLEGAT, J. M. G. et al. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de trepadeiras. **Hoehnea**, v.40, n.3, p.465–472, 2013.
- LECK, M.A.; PARCKER, V.T.; SIMPSON, R.L. **Seedling ecology and evolution**. Cambridge University Press: Ney York, 2008. 514p.
- LIMA, A.L.; SOARES, J.J.; Aspectos florísticos e ecológicos de palmeiras (Arecaceae) da reserva biológica Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v.16, p.5-20, 2003.
- LIRA, P.K. et al. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Applied Ecology**, v.49, p.1325–1333. 2012.
- LOCATELLI, B. et al. Tropical reforestation and climate change: beyond carbon. **Restoration Ecology**, v.23, n.4, p.337–343, 2015.
- LOPES, J.C.A.; JENNINGS, S.B.; MATNI, N.M. Planting mahogany in canopy gaps created by commercial harvesting. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.300-307, 2008.
- MAMEDE, M.C.H. Flora da serra do cipó, MG: Malpighiaceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v.9, p.157-198, 1987.
- MANGUEIRA, J.R.S.A. **Conservação e manejo de remanescentes florestais degradados em paisagem agrícola de elevada fragmentação**. 2017. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP. 132p. 2017.
- MANGUEIRA, J.R.S.A.; HOLL, K.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v.15, n.1, p.3-10. 2018.
- MARQUES, M.C.M.; OLIVEIRA, P.E.A.M. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de das florestas de restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n.4, p.713-723, 2004.

- MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. 1. ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100p.
- MARTINI, A.M.Z. et al. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic forest. **Biodivers Conserv.**, v.16, p.3111–3128. 2007.
- MARTINS-CORDER, M.P.; SALDANHA, C.W. Germinação de sementes e crescimento de plântulas de diferentes progênies de *Euterpe edulis* Mart. **Revisit Armored**, v.30, n.5, p.693-699, 2006.
- MEIRA-NETO, J.A.A. et al. Composição florística, espectro biológico e fitofisionomia da vegetação de muçununga nos municípios de Caravelas e Mucuri, Bahia. **Árvore**, v.29, n.1, p.139-150. 2005.
- MELO, F. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v.28, n.8, p.462-468, 2013.
- MITTERMIEER, R.A. et al. Wilderness and biodiversity conservation. **PNAS**, v.100, n.18, p.10309–10313. 2003.
- MÔNICO, A.C. **Transferência de banco de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 174p. 2012.
- MONTAGNINI, F. et al. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the paranaense region of Misiones, Argentina. **Forestry Ecology and Management** v.99, p.237–246.1997.
- MORI, S.A.; PRANCE, G.T. The “sapucaia” group of *Lecythis* (Lecythidaceae). **Brittonia**, v.33, n.1, p.70-80, 1981.
- NADKARNI, N.M.; HABER, W.A. Canopy seed banks as time capsules of biodiversity in pasture-remnant tree crowns. **Conservation Biology**, v.23, n.5, p.1117–1126, 2009.
- NAHSEN, M.H.C. **Enriquecimento de uma floresta em restauração por meio da semeadura direta e introdução de plântulas**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 134p. 2018.
- NAVE, A. G. **Banco de sementes autóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. Tese (Doutorado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP, 218p. 2005.

- NAVE, A.G. et al. **Manual de restauração ecológica: técnicos e produtores rurais no extremo Sul da Bahia**. 2016. 56p.
- OLIVEIRA, T.L.S. **Efeito da paisagem na riqueza de Arecaceae em florestas de Mata Atlântica no sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA. 68p. 2013.
- OLIVEIRA, R.E.; ENGEL, V.L. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, v.15, n.2, p.303-315. 2011.
- PALMA, A.C.; LAURENCE, S.G.W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, v.18, p.561–568, 2015.
- PARDI, M.M. **Introdução de espécies de sub-bosque em áreas de restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2014. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 126p. 2014.
- PEREIRA, L.C.S.M.; OLIVEIRA, C.C.C.; TOREZAN, J.M.D. Woody species regeneration in Atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape. **Natureza e Conservação**, v.11, n.2, p.138-144, 2013.
- PEREIRA, O.J.; ASSIS, A.M. Florística da restinga de Camburi, Vitória, ES. **Acta bot. bras.**, v.1, n.1, p.99-111. 2000.
- PERES, C.A. An identifying keystone plant resources in tropical forests: the case of gums from *Parkia* pods. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, n.2, p.287-317, 2000.
- PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. Patch dynamics: a synthesis. **Unknown Journal**, p.371-384. 1985.
- PIZO, M.A.; VON ALLMEN, C.; MORELLATO, L.P.C. Seed seize variation in the plan *Euterpe edulis* and the effects of seed predators on germination and seedling survival. **Acta Oecologica**, v.29, n.3, p.311-315, 2006.
- POORTER, L. et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v.24, p.1314–1328. 2015.
- PURIFICAÇÃO, K.N. et al. Interactions between frugivorous birds and plants in savanna and forest formations of the Cerrado. **Biota Neotropica**, v.14, n.4, p.1-14, 2014.
- RAMOS, J.M.; del AMO, S. Enrichment planting in a tropical secondary forest in Veracruz, Mexico. **Forest Ecology and Management**, v.54, p.289-304. 1992.
- RASEIRA, M. do C.B. **Contribuição ao estudo do araçazeiro**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária de Clima Temperado. Pelotas: EMBRAPA-CPACT. 1996. 95p.

- REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v.24, n.2, p.509-519, 2014.
- REIS, L.P. et al. Crescimento de mudas de *Parkia gigantocarpa* Ducke, em um sistema de enriquecimento em clareiras após a colheita de madeira. **Ciência Florestal**, v.24, n.2, p.431-436, 2014.
- REIS, M.S. et al. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). **Biotropica**, v.32, n.4b, p.894-902, 2000.
- REY BENAYAS, J.M.; BULLOCK, J.M. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. **Ecosystems**, v.15, p.883–899. 2012.
- REZENDE, C.L. et al. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, p.208–214. 2018.
- ROCHA, C.F.D. et al Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.65, n.1, p.159-168. 2005.
- RODRIGUES, R.R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p.1242-1251, 2009.
- ROLIM, S.G.; MENEZES, L.F.T.; SRBEK-ARAUJO, A.C. **Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale**. 2016. 496p.
- ROTHER, D.C.; PIZO, M.A.; JORDANO, P. Variation in seed dispersal effectiveness: the redundancy of consequences in diversified tropical frugivore assemblages. **Oikos**, v.125, p. 336-342, 2015.
- RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p.569-577, 2005.
- SAMBUICHI, R.H.R. Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauzeira do sul da Bahia, Brasil. **Acta bot. bras.**, v.20, n.4, p.943-954. 2006.
- SANTANA, F.D.; CAZETTA, E.; DELABIE, J.H.C. Interactions between ants and non myrmecochorous diaspores in a tropical wet forest in southern Bahia, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, p.1-10, 2013.
- SANTOS, M.B. **Enriquecimento de uma floresta em restauração através de transferência de plântulas da regeneração natural e na introdução de plântulas e mudas**. 2011. Tese (Doutorado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 115p. 2011.

- SANTOS, W.L. **Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em plantio de enriquecimento de mata ciliar em restauração**. 2014. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, SP. 127p. 2014.
- SCHEFFER, M. et al. Thresholds for boreal biome transitions. **PNAS**, v.109, n.52, p.21384–21389. 2012.
- SHOO, L.P. et al. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. **Conservation Biology**, v.30, n.1, p.121–132, 2016.
- SILVEIRA, E.R. et al. Controle de gramíneas exóticas em plantio de restauração do Cerrado. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V.S. (Org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p.5-7.
- SIMONELLI, M. et al. Floristic Composition and structure of the tree component of a Muçununga forest in the Linhares Forest Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: **The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil**. 2014. p.346-264.
- SLOAN, S.; GOOSEM, M.; LAURENCE, S.G. Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. **Landscape Ecology**, v.31, p.601–618, 2016.
- SOUZA, A.S. et al. Conhecendo espécies de plantas da Amazônia: sapucaia (*Lecythis pisonis* Cambess. – Lecythidaceae). **Comunicado Técnico 250**, p.1-5, 2014. Disponível em: www.embrapa.br/amazonia-oriental/publicacoes Acesso em 10/04/16.
- SOUZA, D.C.; ENGEL, V.L. Direct seeding reduces costs, but is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v.116, p.35-44. 2018.
- SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185–200, 2004.
- STRASSBURG, B.B.N. et al. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology & Evolution**, v.3, n.62, p.62-70. 2019.
- STRAUSS, S.Y.; AGRAWAL, A.A. The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. **Tree**, v.14, n. 5, 1999.
- SUGANUMA, M.S. et al. Enriquecimento artificial de diversidade de espécies em reflorestamentos: análise preliminar de dois métodos, transferência de serapilheira e semeadura direta. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v.30, n.2, p.151-158, 2008.

- SVENNING, J.C.; FABBRO, T.; WRIGHT, S.J. Seedling interactions in a tropical forest in Panamá. **Oecologia**, v.155, p.143–150, 2008.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical forests. **Vegetatio**, v.75, p.81-86, 1988.
- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v.143, p.2328–2340. 2010.
- TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v.155, p.136–140, 2012.
- TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v.554, p.519-522. 2018.
- TAMBOSI, L.R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v.22, n.2, p.169–177, 2014.
- TEIXEIRA, L.A.G.; MACHADO, I.C. Sistema de polinização e reprodução de *Byrsonima sericea* DC (Malpighiaceae). **Acta Botanica Brasilica**, v.14, n.3, p.347-357, 2000.
- THOMAS, W.M.W. et al. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.311-322. 1998.
- TOREZAN, J.M.D.; MANTOANI, M.C. Controle de gramíneas no subosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V.S. (Org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p.1-4.
- VIANI, R.; RODRIGUES, R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, n.8, p.1067-1075, 2007.
- VIANI, R.G. et al. **Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal**. 2013. 59p.
- VIANI, R. et al. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. **Natureza e Conservação**, v.13, p. 41-46, 2015a.
- VIANI, R. et al. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **Newsletter of the global land project**, v.12, p.5-9. 2015b.

- VIDAL, C.Y. **Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas.** 2008. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 171p. 2008.
- VIDAL, C.Y. et al. Biodiversity conservation of forests and their ecological restoration in highly-modified landscapes. In: GHELER-COSTA, C.; LYRA-JORGE, M.C.; VERDADE, L.M. **Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil.** Warsaw/Berlin: De Gruyter Open Ltd. 2016. p.136-150.
- WEAVER, P.L. Enrichment planting in tropical America. In: COLÓN, J.C.F.; WADSWORTH, F.H.; BRANHAM, S. (Eds). **Management of tropical forests of tropical America: prospects and technologies.** Río Piedras: Institute of Topical Forestry Southern Forest Experiment Station, USDA Forest Service / University of Puerto Rico, 1987. p. 258–278.
- WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v.70, n.3, p.536-538, 1989.
- WRI - WORLD RESOURCES INSTITUTE. **Initiative 20X20: Healthy lands for food, water and climate action, a partnership across Latin America and the Caribbean.** Disponível em: <https://initiative20x20.org/> Acesso em 29/07/2018.
- YEONG, K.L.; REYNOLDS, G.; HILL, J.K. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. **Biodivers Conserv**, v.25, p.957–973, 2016.

CAPÍTULO 1

Enriquecimento artificial para a conservação das florestas tropicais: estabelecimento inicial das espécies em dois ambientes florestais no domínio Atlântico

Corrêa, L.S.; Rother, D.C.; Rodrigues, R.R

Resumo

O estabelecimento inicial de cada espécie de planta é extremamente variável, devido a sua particular relação com os recursos disponíveis e com a comunidade pré-existente. Por isso, o desempenho de espécies de diversidade pode variar, de acordo com o ambiente florestal em que é inserida. Florestas naturais, ainda que degradadas, podem proporcionar ambiente mais estável às plantas, comparado a florestas em processo de restauração. Nesse sentido, seria esperado que o melhor desempenho na fase inicial de desenvolvimento estivesse relacionado às florestas naturais degradadas, quando comparadas às florestas em restauração. Com a hipótese que a estrutura dos ambientes florestais influencia o estabelecimento inicial das espécies de diversidade, sendo favorecido em florestas naturais degradadas, realizamos um experimento de enriquecimento artificial utilizando as mesmas espécies, em dois ambientes florestais, sendo: a) Floresta Natural Degradada, excluindo-se as bordas; b) Floresta em Processo de Restauração, utilizando-se as entrelinhas do plantio inicial. Utilizamos cinco espécies de diversidade: *Byrsonima sericea* DC., *Euterpe edulis* Mart., *Lecythis pisonis* Cambess., *Psidium cattleianum* Sabine, *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. Instalamos 30 unidades amostrais de 109m² com seis repetições aleatorizadas por espécie em cada ambiente florestal. Em cada unidade amostral foram inseridas 30 plantas da mesma espécie, totalizando 180 indivíduos por espécie e 900 indivíduos por ambiente florestal. Os plantios foram realizados em 2015 na floresta em restauração e em 2016 na floresta natural. Coletamos amostras de solo, visando a caracterização de sua textura; coletamos dados de luz, para o cálculo do índice de área de vegetação; medidas de altura e diâmetro dos indivíduos lenhosos com DAP igual ou superior a 5cm, presentes no interior das unidades amostrais, para o cálculo de área basal e altura média do dossel. Avaliamos a sobrevivência das espécies em cada ambiente durante 12 meses, divididos em quatro monitoramentos. Coletamos dados da altura de todos os indivíduos plantados, no primeiro e no último monitoramento. Houve variação na estrutura das florestas, relacionados a área basal ($W=309$; $N \text{ amostral}=60$; $p=0,0371$) e índice de área da vegetação ($t=15,57$; $GL=58$; $p<0,001$), porém não houve correlação significativa entre essas variáveis e a sobrevivência das populações. Os anos de plantio (2015 e 2016) apresentaram períodos de estiagem diferentes, com efeito significativo somente para *E. edulis* ($p=0,0425$). De 900 indivíduos plantados em cada ambiente, na floresta em restauração houve 94% de probabilidade de sobrevivência, comparada a floresta natural (razão de chance= 17; $p<0,001$; $GL=1799$). Houve variação no efeito dos ambientes florestais sobre o desempenho das populações, sendo mais heterogêneo na floresta natural. Maiores crescimentos foram registrados na floresta em restauração, sendo que *L. pisonis*, *P. cattleianum* e *P. pendula* apresentaram decréscimo na altura final em floresta natural. Nossos resultados demonstraram a influência dos ambientes florestais sobre o desempenho das populações e que, ao contrário do esperado, as florestas em restauração proporcionaram ambiente mais favorável para o estabelecimento inicial das espécies de diversidade utilizadas nesse estudo. Como recomendação prática, sugerimos incluir no planejamento dos projetos de enriquecimento o replantio de parte das populações de *E. edulis* e *P. pendula* nas florestas naturais, como estratégia para aumentar o sucesso do enriquecimento artificial.

Palavras-chave: Ecologia; Restauração; Fragmentos florestais degradados; Espécies funcionais de plantas.

Abstract

The initial establishment of each species of plant is extremely variable, due to its particular relationship with available resources and with the pre-existing community. Therefore, the performance of species of diversity may vary, according to the forest environment in which it is inserted. Natural forests, although degraded, can provide a more stable environment to the plants, compared to forests in the process of restoration. In this sense, it would be expected that the best performance in the initial phase of development would be related to the degraded natural forests, when compared to the forests in restoration. With the hypothesis that the structure of forest environments influences the initial establishment of diverse species, being favored in degraded natural forests, we performed an artificial enrichment experiment using the same species in two forest environments, being: a) Degraded Natural Forest, excluding the edges; b) Forest in Restoration Process, using the lines between the initial planting. We used five species of diversity: *Byrsonima sericea* DC., *Euterpe edulis* Mart., *Lecythis pisonis* Cambess., *Psidium cattleianum* Sabine, *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. We installed 30 sample units of 109 m² with six replicates per species in each forest environment. In each sample, unit was inserted 30 plants of the same species, totaling 180 individuals per species and 900 individuals per forest environment. The plantations were carried out in 2015 in the forest in restoration and in 2016 in the natural forest. We collected soil samples, aiming the characterization of their texture; we collected light data for the calculation of the vegetation area index; measures of height and diameter of woody individuals with DBH equal to or greater than 5cm, present inside the sample units, for the calculation of basal area and average height of the canopy. We evaluated the survival of the species in each environment for 12 months, divided into four monitoring. We collected data on the height of all individuals planted at the first and last monitoring. There was variation in the forest structure, related to basal area ($W = 309$, $N \text{ sample} = 60$, $p = 0.0371$) and vegetation area index ($t = 15.57$, $GL = 58$, $p < 0.001$), however there was no significant correlation between these variables and the survival of the populations. Planting years (2015 and 2016) presented different drought periods, with significant effect only for *E. edulis* ($p = 0.0425$). Of the 900 individuals planted in each environment, in the forest under restoration there was a 94% probability of survival, compared to the natural forest (odds ratio = 17, $p < 0.001$, $GL = 1799$). There was variation in the effect of the forest environments on the performance of the populations, being more heterogeneous in the natural forest. Larger growth was recorded in the forest under restoration, with *L. pisonis*, *P. cattleianum* and *P. pendula* showing a decrease in final height in natural forest. Our results demonstrated the influence of forest environments on the performance of the populations and that, contrary to expectations, restoration forests provided a more favorable environment for the initial establishment of the diverse species used in this study. As a practical recommendation, we suggest including in the planning of enrichment projects the replanting of part of *E. edulis* and *P. pendula* populations in natural forests as a strategy to increase the success of artificial enrichment.

Keywords: Ecology; Restoration; Fragmented forest fragments; Functional species of plants.

1. Introdução

No contexto da restauração florestal, o enriquecimento artificial para conservação da biodiversidade é considerado uma estratégia que pretende potencializar a regeneração natural em uma comunidade em processo de sucessão secundária (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Essa estratégia promove a introdução de espécies vegetais regionais (KUPTZ; GRAMS; GÜNTER, 2009), características de florestas mais conservadas, de diversas formas de crescimento e que interagem com fauna dispersora especialista de floresta (ESTAVILLO; PARDINI; ROCHA, 2013; SHOO, 2016).

A utilização dessa estratégia é importante devido a limitação ou ausência de espécies regionais verificada na regeneração natural de diferentes florestas em processo de restauração (BARBOSA et al., 2003; SOUZA; BATISTA, 2004; GARCIA et al., 2016). De forma equivalente, os fragmentos florestais inseridos em paisagens intensamente modificadas, sofrem distúrbios frequentes e têm demonstrado diminuição na resiliência de suas comunidades (CHAZDON, 2016). Essas manchas de vegetação conservam a riqueza de espécies atual, na região onde se inserem (VIDAL et al., 2016; FARAH et al., 2017), além de outros benefícios ambientais (VIANI et al., 2015; POORTER et al., 2015). No entanto, essas florestas estão em risco de se tornarem homogêneas em espécies, principalmente espécies generalistas (TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

Alguns trabalhos com enriquecimento artificial avaliaram o estabelecimento inicial em um mesmo ambiente florestal, utilizando espécies de lianas (LE BOURLEGAT, et al., 2013), epífitas (BARRANCOS; REID; ARONSON, 2017; DUARTE; GANDOLFI, 2017) e arbustivo-arbóreas (PARDI, 2014; YEONG; REINOLDS; HILL, 2016; SOUZA; ENGEL, 2018; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018), bem como em ambientes diferentes (COLE et al., 2012). Os resultados heterogêneos desses estudos apontam para a autoecologia das espécies selecionadas, bem como sua relação com o micro-habitat em que foram inseridas (GRUBB, 1977; SILVERSTOWN, 2004). Nesse sentido, avaliar o desempenho inicial das espécies, tanto em fragmentos florestais naturais degradados, quanto em florestas em processo de restauração permite comparar o efeito dos diferentes micro-habitats, e avançar no conhecimento sobre essa estratégia de enriquecimento.

Os micro-habitats de fragmentos florestais degradados e florestas em processo de restauração são bastante distintos. As florestas naturais, ainda que com histórico de intensos distúrbios antrópicos, mantêm uma comunidade vegetal mais complexa do que florestas em restauração. Isso leva a diferenças entre interações bióticas e limitação de nichos

(HUTCHINSON, 1957; WILSON; GITAY; AGNEW, 1987) nas duas florestas, e pode desfavorecer o estabelecimento de espécies introduzidas nas florestas naturais degradadas. Por outro lado, as condições abióticas tendem a ser mais favoráveis na floresta natural degradada, devido ao número de estratos, quantidade de folhas e galhos, e consequente sombreamento e umidade superiores à floresta em restauração. Com isso, temos a hipótese que a estrutura dos ambientes florestais influencia o estabelecimento inicial das espécies de diversidade, sendo que o melhor desempenho na fase inicial de desenvolvimento está relacionado às florestas degradadas, quando comparadas às florestas em restauração.

Nesse contexto, realizamos um experimento de enriquecimento artificial utilizando as mesmas espécies, tanto em florestas naturais degradadas, quanto em florestas processo de restauração. Consideramos a seguinte questão: Qual a influência dos ambientes florestais sobre o estabelecimento inicial das espécies? A partir de nossos resultados, esperamos contribuir no aprimoramento das estratégias de enriquecimento artificial para a conservação da diversidade em florestas tropicais.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

Foram considerados dois ambientes florestais passíveis de enriquecimento artificial: i) Floresta natural degradada: manchas de vegetação remanescente, inseridas em matriz de monocultura de *Eucalyptus* spp. e pastagem, com histórico de perturbações antrópicas e redução de área para uso agropastoril; ii) Floresta em processo de restauração: florestas originadas de plantio de espécies arbóreas de rápido crescimento, com idade entre seis e oito anos, apresentando baixa expressão da regeneração natural proveniente de espécies autóctones e alóctones (Figuras 1 e 2).

As áreas experimentais situam-se na porção da Floresta Atlântica do extremo Sul do estado da Bahia, Brasil, classificada como Floresta Ombrófila de Terras Baixas (IBGE, 2012), a qual encontra-se intensamente fragmentada, inserida em matriz de pastagens e monocultivos florestais comerciais (TAMBOSI et al, 2014; BAHIA, 2008). A elevada riqueza florística, assim como o endemismos (THOMAS et al., 1998; JARDIM, 2003; ROCHA et al., 2005; MARTINI et al., 2007; AMORIM, et al., 2009) são criticamente afetados por distúrbios antrópicos, tais como caça e extração seletiva de produtos madeireiros e não madeireiros entre outros. O clima regional apresenta temperaturas: máxima igual a 28°C e mínima igual a 20°C, com precipitações anuais equivalente a 1.240,5 mm. Os meses mais chuvosos são março (média

igual a 156,73 mm) e novembro (199,81 mm), segundo dados históricos (15 anos) da estação climatológica Santo Antônio, situada cerca de 16 km das áreas experimentais. O solo é classificado como Argissolo-Amarelo distrófico (EMBRAPA, 2006).

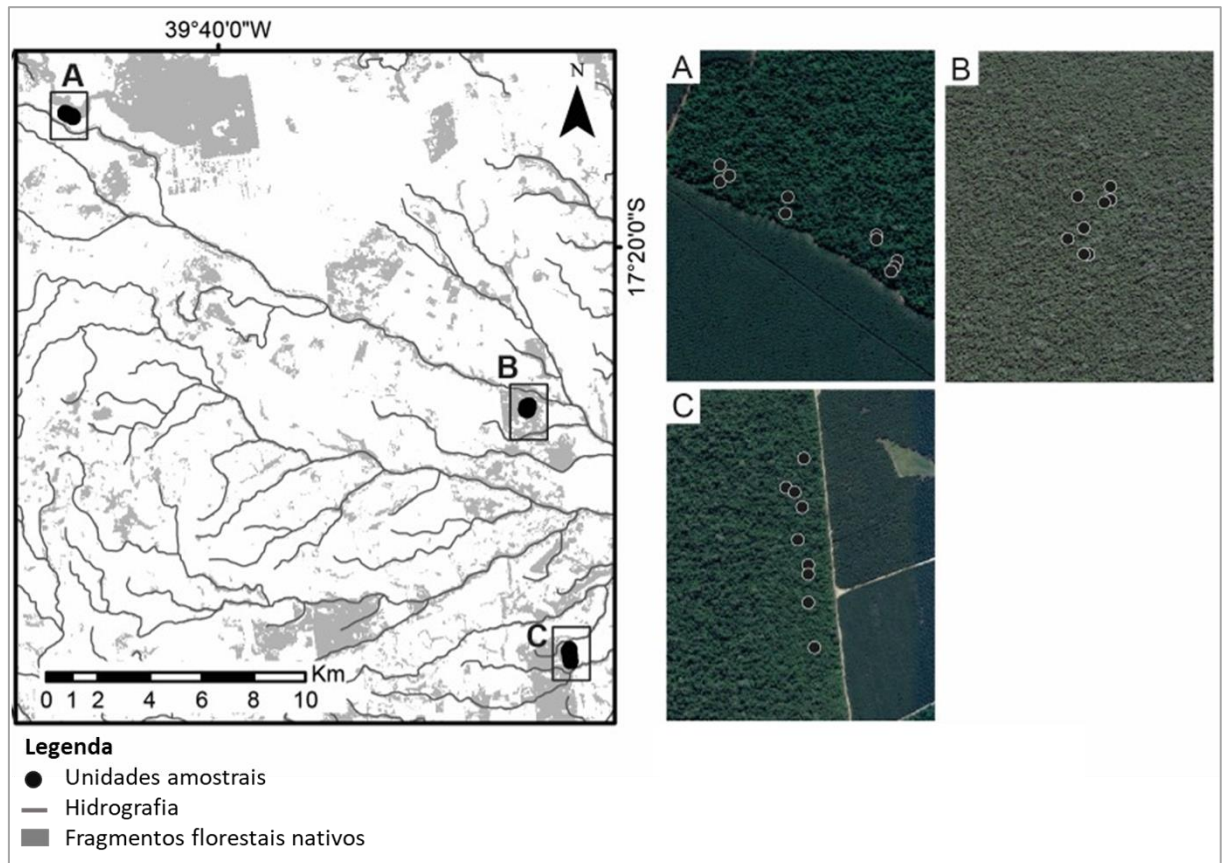


Figura 1. Localização das 30 unidades amostrais instaladas em florestas naturais degradadas, selecionadas para o experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil, 2015. Imagens A, B e C: Distribuição das unidades amostrais em três fragmentos florestais secundários. (SONTAG; CORRÊA, 2018)

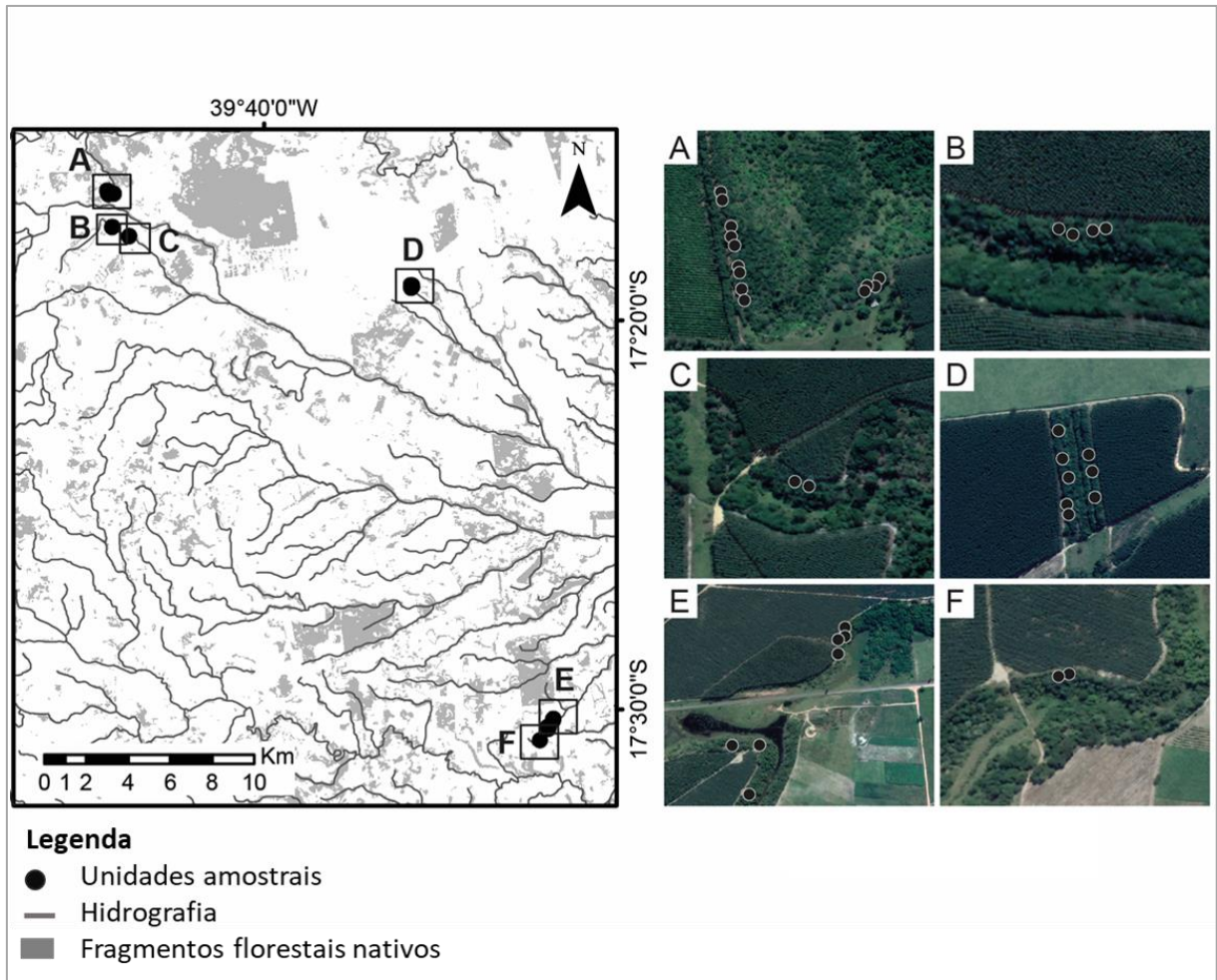


Figura 2. Localização das 30 unidades amostrais instaladas em florestas em processo de restauração, selecionadas para o experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil, 2015. Imagens A, B, C, D, E e F: Distribuição das unidades amostrais em diferentes florestas em restauração. (SONTAG; CORRÊA, 2018)

2.2. Espécies selecionadas

Foram selecionadas quatro espécies arbóreas lenhosas: *Byrsonima sericea* DC (murici); *Lecythis pisonis* Cambess. (sapucaia); *Psidium cattleianum* Sabine. (araçá), *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. (visgueiro) e uma palmeira, *Euterpe edulis* Mart. (palmito-juçara). A seleção considerou os seguintes atributos: a) sobrevivência em área parcialmente sombreada; b) polinização e dispersão animal; c) ocorrência regional. Os ciclos de vida de cada uma dessas espécies são completos em diferentes estratos (Tabela 1). Essa seleção considerou os levantamentos florísticos de fragmentos florestais do Sul do estado da Bahia (JARDIM,

2003; MARTINI et al., 2007; AMORIM et al, 2009), assim como a disponibilidade dos propágulos em viveiros regionais.

Tabela 1. Espécies selecionadas para a implantação do experimento de enriquecimento artificial em distintas condições ambientais, na Floresta Atlântica, Sul da Bahia, Brasil. **FC**: hábito de crescimento; **CS**: classificação sucessional; **EF**: estratificação florestal; **Pol.**: síndrome de polinização; **Disp.**: síndrome de dispersão; **ST**: secundária tardia; **SI**: secundária inicial; **ENTF**: entomofilia; **QUIF**: quiropterofilia; **QUIC**: quiropterocoria; **MAM**: mamaliocoria; **ORN**: ornitocoria.

Família	Espécies	FC	CS	EF	Pol.	Disp.
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	palmeira	ST	sub-dossel	ENT	ORN, MAM
Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	árvore	ST	emergente	QUIF	QUIC, MAM
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	árvore	ST	emergente	ENT	QUIC
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	árvore	SI	sub-dossel	ENT	ORN, MAM
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	árvore	SI	dossel	ENT	MAM

2.3. Desenho experimental

As áreas experimentais foram instaladas em porções sombreadas das florestas naturais em estudo, excluindo as bordas do fragmento (30 m) para a demarcação das unidades amostrais. Em floresta em restauração, as unidades amostrais foram instaladas nas entrelinhas do plantio inicial, adequando sua posição quando necessário, para o máximo aproveitamento da sombra oferecida pelo dossel. Instalamos 30 unidades amostrais de 109m², com seis repetições por espécie, de maneira aleatória, num total 0,27 hectares em cada ambiente florestal.

Em cada unidade amostral houve a demarcação de 30 sub parcelas de 3m² para o plantio de uma muda por sub parcela (Figura 3), totalizando 180 indivíduos por espécie e 900 indivíduos por ambiente florestal. Em floresta natural a altura média dos indivíduos foi equivalente à 0,53 m e em floresta em restauração foi equivalente à 0,46 m.

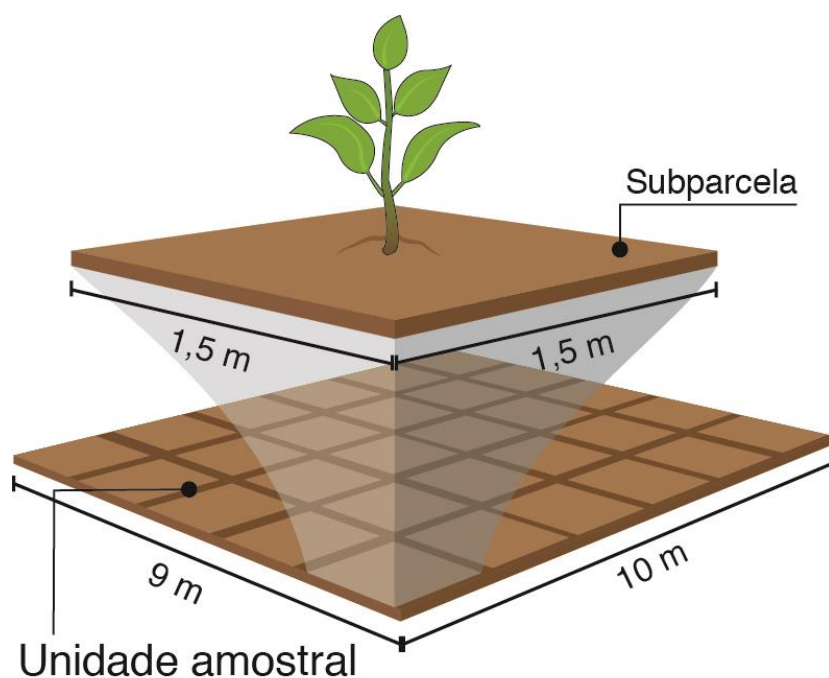


Figura 3. Modelo esquemático de uma unidade amostral (subdividida em 30 sub parcelas), utilizada para a implantação do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil.

Para a implantação do experimento, seguimos o protocolo: abertura dos berços seguida de adubação (NPK 10-22-14), 14 dias antes do plantio; plantio e irrigação imediata dos berços, com adição de hidrogel; nova irrigação, 72 horas após o plantio.

A implantação do experimento se deu em anos diferentes, devido às limitações como aquisição de mudas e operação de implantação. Assim, a implantação ocorreu em março de 2015 na floresta em restauração e em julho de 2016 na floresta natural, coincidindo com as chuvas em cada ano.

2.4. Coleta de dados

Coletamos amostras de solo (20 e 40 cm de profundidade) em cada área florestal onde houve plantio, utilizando um trado convencional. Coletamos dados de luz nas áreas de estudo, a partir do conceito da fração de abertura do dossel (JONCKHEERE et al., 2004), com a utilização do equipamento LAI-2000 (LI-COR, 1992). A fração de abertura do dossel estima o índice de área da vegetação (IAV), através da captura do contraste claro-escuro sob o dossel, contra a luz direta de uma área aberta (FASSNACHT et al., 1994). Para o cálculo do IAV são considerados todos os elementos vegetais, como caules, ramos ou flores, além das folhas

(JONCKHEERE et al., 2004). Para a coleta dos dados, utilizamos dois equipamentos simultaneamente, um no interior das áreas de estudo e outro em área aberta. Foram tomadas medidas de seis pontos em cada unidade amostral, todos na linha da borda, direcionado ao interior. Realizamos quatro campanhas, uma em cada estação do ano. Coletamos medidas de altura e do diâmetro à altura de 1,30 m sobre o nível do solo dos indivíduos arbustivo-arbóreos que apresentaram diâmetro igual ou superior a 5 cm, presentes no interior das unidades amostrais. Avaliamos a sobrevivência das espécies em cada ambiente em quatro monitoramentos, durante 12 meses. Coletamos dados da altura de todos os indivíduos plantados, no primeiro e no último monitoramento.

2.5. *Análises dos dados*

2.5.1. *Estrutura dos ambientes florestais*

Realizamos a análise granulométrica do solo (ABNT/NBR-7181) a fim de verificar a textura do solo predominante. Calculamos a média do índice de área da vegetação (IAV) em cada floresta, a partir dos valores gerados pelo LAI-2000 (LI-COR, 1992) considerando todos os elementos vegetais sob o dossel. Assim, as médias com valores maiores representam menor luz direta disponível no sub-bosque. Calculamos ainda a área basal e a altura média do dossel presente no interior das unidades amostrais. Verificamos as diferenças dos dados abióticos entre os ambientes a partir dos testes t-Student ou Mann-Whitney, de acordo com os pressupostos de normalidade e homocedasticidade. Testamos a correlação entre área basal e sobrevivência das espécies plantadas, em cada floresta, utilizando o teste de correlação de Spearman. Calculamos a disponibilidade de água no solo em cada floresta durante o período de estudo, a partir dos dados secundários de precipitação e temperatura, provenientes da estação climatológica localizada a uma distância média de 16 quilômetros do experimento e relacionamos à sobrevivência. Essa análise foi realizada em ambiente *excel*, conforme proposto por Rolim, Sentelhas e Barbieri (1998).

2.5.2. *Sobrevivência e crescimento das espécies*

Consideramos cada floresta, para testar seu efeito sobre a sobrevivência das espécies plantadas. Para tanto utilizamos o modelo linear generalizado, com distribuição binomial (ZUUR et al., 2017), estabelecendo o ambiente florestal e o como efeito fixo. Calculamos a média final de crescimento em cada espécie, em cada floresta. As análises foram realizadas com auxílio dos pacotes *vegan* e *lmer4* (BATES et al., 2015) para o software R, versão 3.5.3 (R CORE TEAM, 2018).

3. Resultados

3.1. Estrutura dos ambientes florestais

As florestas estudadas apresentaram estruturas heterogêneas, com diferenças significativas entre as áreas basais em cada floresta ($W=309$, $N_{amostral}=60$, $p=0,0371$). Em floresta em restauração o valor da área basal ($22,76 \text{ m}^2/\text{ha}$) demonstra a existência de recursos disponíveis para o desenvolvimento das espécies de rápido crescimento, provenientes do plantio inicial. De maneira diferente, o valor inferior da área basal em floresta natural ($16 \text{ m}^2/\text{ha}$) demonstra a presença de espécies de diferentes idades e padrões de crescimento, competindo por recursos e estabelecendo micro-habitats distintos. A altura média das duas florestas foi similar (floresta em restauração = $7,05 \text{ m}$; floresta natural = $10,7 \text{ m}$), porém a média do IAV foi significativamente diferente ($t = 15,57$, $GL = 58$, $p < 0,001$). Em floresta em restauração há mais entrada de luz direta sob o dossel florestal, com IAV médio equivalente a $2,24$. Ao contrário, em floresta natural, o IAV médio equivale a $5,21$, o que representa elevada quantidade de luz interceptada, a partir de diferentes elementos vegetais (densidade de folhas e galhos, por exemplo). Isso proporciona intenso sombreamento do solo florestal (Figura 4).

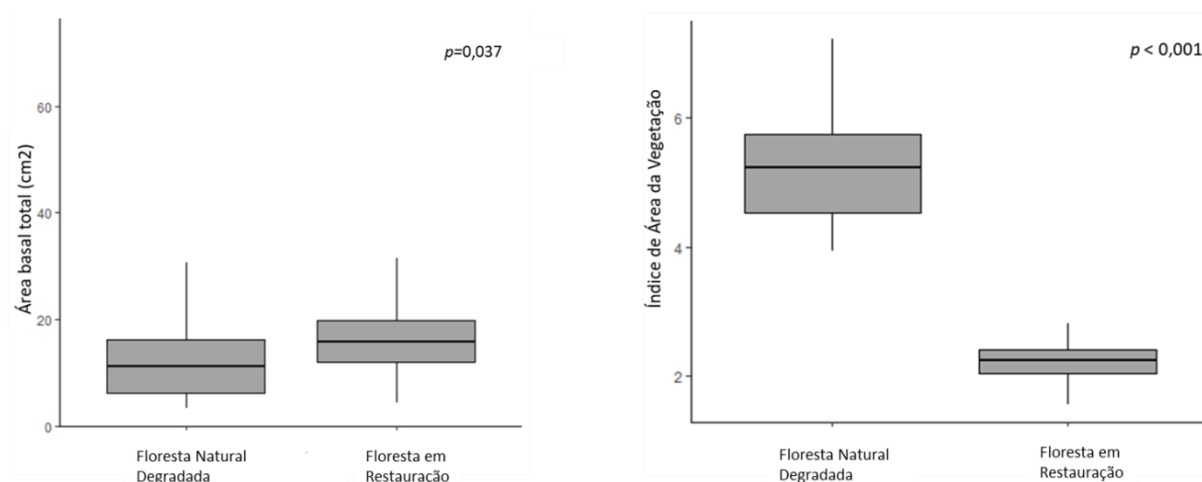


Figura 4. Variação de área basal e Índice de Área de Vegetação entre as florestas selecionadas para o experimento de enriquecimento artificial Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. ($N_{amostral}=60$; intervalo de confiança de 95%).

A correlação entre as variáveis abióticas específicas (IAV e área basal) e a sobrevivência das populações não foi significativa. Esse resultado pode estar relacionado ao pequeno número de campanhas para coleta de dados de luz e/ou à proximidade das unidades amostrais, que resultou em índices de área de vegetação (IAV) muito semelhantes. O solo das

florestas estudadas é semelhante, com texturas entre argilo-arenosa a arenosa (Apêndice A), caracterizados por apresentarem boa aeração e baixa capacidade de retenção de água.

Considerando que a implantação do experimento foi realizada em anos distintos (março/2015 em floresta em restauração e julho/16 em floresta natural), observamos que a reposição de água no solo após o plantio apresentou variação. entre os períodos de plantio (março/2015 em floresta em restauração e julho/2016 em floresta natural). Após o plantio em floresta em restauração, a reposição hídrica foi bem distribuída entre todos os dias do primeiro e do segundo monitoramento (142 dias pós-plantio). No entanto, após o plantio em floresta natural, a reposição hídrica concentrou-se em poucos dias, seguida de deficiência de água no solo (setembro/2016) (Figura 5).

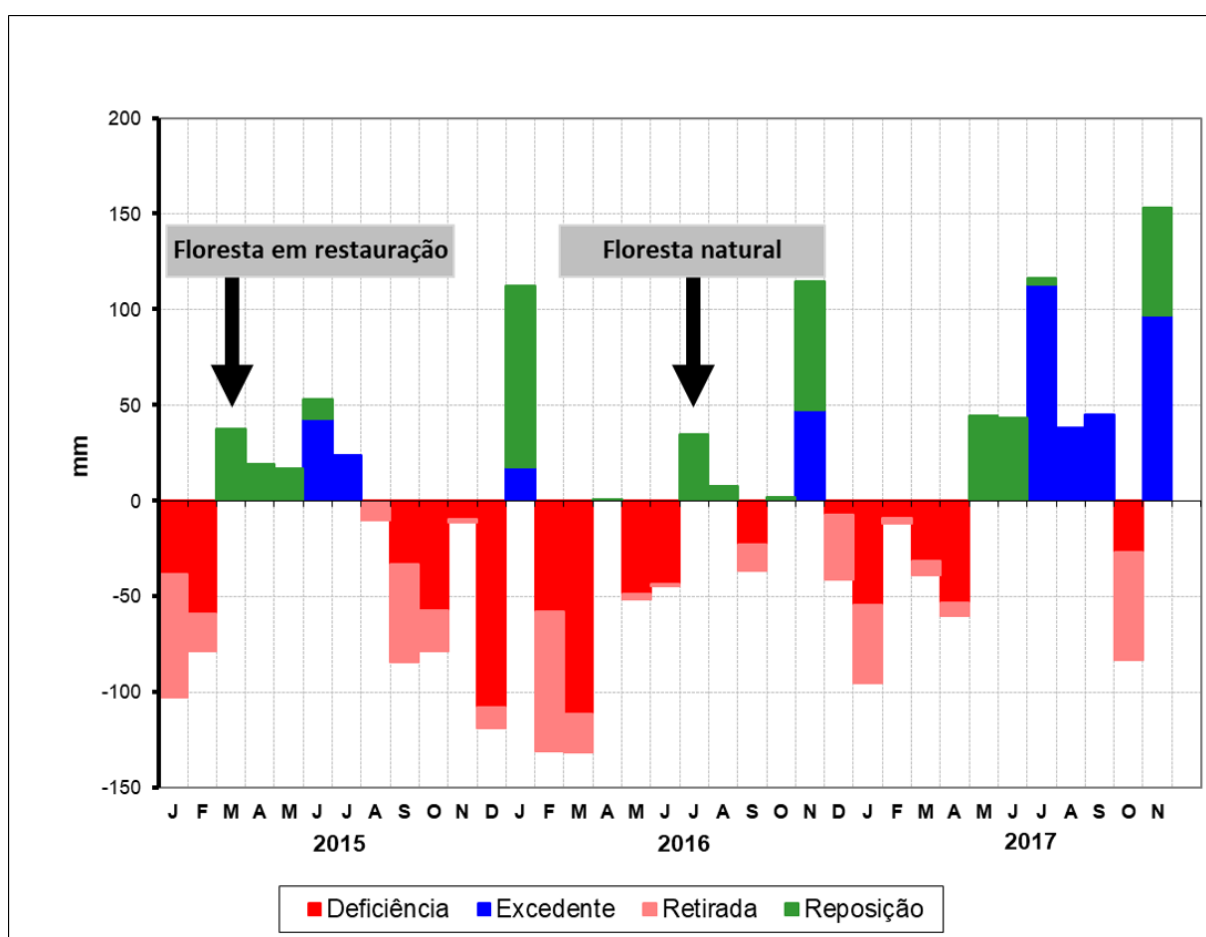


Figura 5. Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica durante o experimento de enriquecimento artificial em dois ambientes florestais inseridos na Floresta Atlântica, Sul da Bahia, Brasil. As setas indicam o mês do plantio em cada ambiente florestal. Dados de precipitação entre os anos de 2015 a 2017.

O período de deficiência hídrica no solo coincide com elevada mortalidade de indivíduos de três espécies plantadas (*B. sericea*, *E. edulis* e *P. pendula*), sendo a população de *B. sericea* aquela que apresentou maior declínio (152 indivíduos) no segundo monitoramento. A relação entre precipitação e sobrevivência, ao longo do período de avaliações, apresentou variação significativa somente para *E. edulis* ($p=0,0425$), o que pode estar associado ao baixo número de amostras no período avaliado (quatro coletas de dados).

3.2. Sobrevivência e crescimento das espécies

De 900 indivíduos plantados em cada ambiente, a probabilidade de sobrevivência final de todas as populações na floresta em restauração é equivalente a 94%, com razão de chance igual a 17 ($p<0,001$; GL=1799). Significa cada planta apresentou 17 vezes mais chance de sobreviver nesse ambiente do que na floresta natural, que obteve 42% de probabilidade de sobrevivência (Figura 6).



Figura 6. Probabilidade de sobrevivência das populações utilizadas no experimento de enriquecimento artificial, em cada ambiente florestal estudado na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. Coleta de dados realizada entre os anos de 2015 (floresta em processo de restauração) e 2016 (floresta natural degradada); N amostral=1800, intervalo de confiança=95%.

A influência das florestas estudadas sobre a sobrevivência das populações foi heterogênea tanto entre as florestas, como entre as espécies nas distintas florestas. Importa considerar que as avaliações de sobrevivência foram realizadas em anos diferentes (2015 em floresta em restauração e 2016 em floresta natural), sendo esse fato igualmente influente para a sobrevivência das populações. A floresta em restauração apresentou efeito positivo (estimate=2,86; GL= 1799; $p<0,001$) para todas as espécies. Ao contrário, a influência da floresta natural foi significativamente negativa (estimate= -0,29; GL=1799; $p<0,001$), para a sobrevivência das populações de três espécies (Tabela 2). Somente as populações de *L. pisonis* e *P. cattleianum* demonstraram elevado desempenho nas duas florestas, mantendo mais de 90% dos indivíduos vivos durante o período (Figura 7), sendo que na floresta em restauração toda a população de *P. cattleianum* sobreviveu.

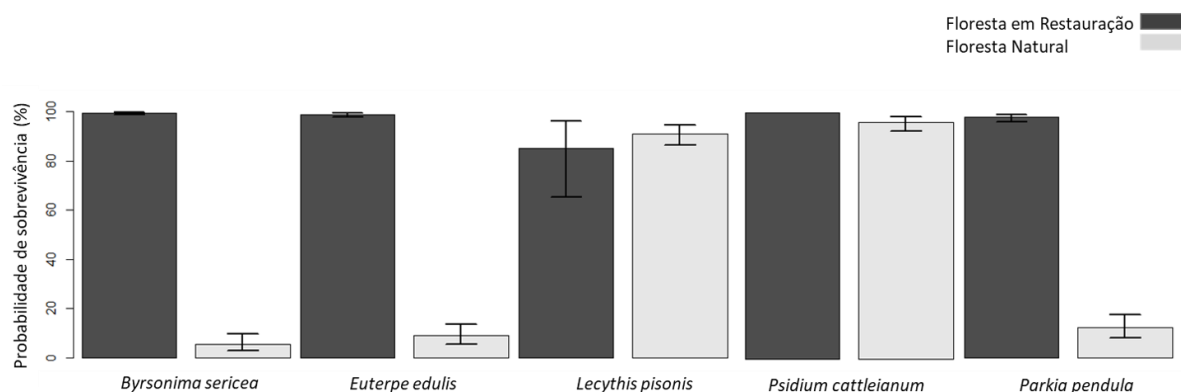


Figura 7. Probabilidade de sobrevivência das populações de cada espécie em cada ambiente florestal, utilizadas no experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. Coleta de dados realizada entre os anos de 2015 (floresta em processo de restauração) e 2016 (floresta natural degradada); N amostral=360, intervalo de confiança = 95%.

As populações de *B. sericea* e *E. edulis* apresentaram números similares de sobreviventes nas duas florestas, menores que 10% para a floresta natural e equivalente a 90% em floresta em restauração (Apêndice B). Na floresta natural as populações de *B. sericea* apresentaram elevada mortalidade desde o plantio, com apenas 16% dos indivíduos vivos no segundo monitoramento (136 dias pós plantio), e declinando continuamente até o último monitoramento. Já na floresta em restauração houve sobrevivência acima de 90%. A mortalidade das populações de *E. edulis* em floresta natural foi igualmente elevada desde o segundo monitoramento (136 dias pós plantio). No terceiro monitoramento registramos 20%

dos indivíduos vivos, que seguiu diminuindo até o final das avaliações. De maneira similar à *B. sericea*, *E. edulis* manteve 90% de indivíduos vivos em suas populações inseridas na floresta em restauração, mortalidade média de quatro indivíduos em cada monitoramento.

O efeito das distintas florestas afetou significativamente o desempenho das populações de *P. pendula* (Tabela 2), sendo a única espécie que apresentou desempenho final abaixo de 90% na floresta em restauração. Na floresta natural, o principal registro de mortalidade das populações ocorreu no terceiro monitoramento (234 dias pós plantio), com apenas 15% de indivíduos vivos. A ocorrência de indivíduos mortos continuou até o fim das avaliações, mantendo somente 12% dos indivíduos nessa floresta.

Tabela 2. Efeito das distintas florestas sobre o desempenho das espécies utilizadas no enriquecimento artificial, na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. **Estimate**: efeito das florestas sobre a sobrevivência; **p**: nível de significância das florestas. N amostral = 360.

ESPÉCIES	Floresta Natural Degradada		Floresta em Processo de Restauração	
	Estimate	p	Estimate	p
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	-2,8332	<0,001	5,0938	<0,001
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	-2,3273	<0,001	4,5245	<0,001
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	2,3273	<0,001	1,7503	0,00611
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	-1,9716	<0,001	3,7504	<0,001
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	3,2074	<0,001	18,3587	0,993

A média de crescimento acima do solo registrada ao final das avaliações diferiu entre as espécies e entre as florestas (Apêndice B). Em floresta natural somente *P. pendula* e *P. cattleianum* apresentaram crescimento em altura. As demais apresentaram decréscimo no decorrer do período. Dentre elas, *L. pisonis* apresentou redução em tamanho, que pode ser resultado de danos mecânicos, devido a média de altura inicial (1,09 m). Em floresta em restauração houve crescimento para quatro espécies, exceto *P. pendula*. Nesse ambiente os maiores aumentos de altura se deram em indivíduos de *P. cattleianum* e *B. sericea*.

4. Discussão

O desempenho das populações de todas as espécies mostrou-se mais relevante em floresta em restauração, registrados no ano de 2015. Em floresta natural houve dois padrões de desempenho entre as espécies, durante o estabelecimento inicial. O incremento em altura seguiu o padrão ecológico no qual onde há mais aberturas no dossel e consequente entrada de luz, há maior crescimento (WHITMORE, 1989), ou seja, na floresta em restauração houve crescimento dos indivíduos da maioria das populações.

As florestas em restauração desse estudo são típicas florestas em recuperação que passaram pela fase de estruturação, criando um dossel florestal com espécies de rápido crescimento (BRANCALION, GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Esse ambiente apresenta menor heterogeneidade de nichos, com menor amplitude de condições à sobrevivência de espécies exigentes de ambientes mais estáveis, comparado à floresta natural deste estudo (WEIHER; KEDDY, 2004; GÖTZENBERGER et al., 2012). Mesmo com oscilações abióticas (temperatura e umidade, por exemplo), a elevada sobrevivência nessa área pode estar associada à ausência de competição no sub-bosque, uma vez que a regeneração natural nas áreas experimentais é inexpressiva. Outro fator importante está relacionado à quantidade de dias e ao volume de precipitação no período de implantação dos experimentos, visto o resultado positivo entre disponibilidade de água no solo e desenvolvimento das plantas em áreas em restauração, verificada por Suganuma, Torezan e Durigan (2018). No ano de 2015, os meses subsequentes ao plantio (abril e maio/2015) apresentaram mais dias chuvosos, o que manteve a água no solo em quantidades adequadas (cerca de 25 milímetros de reposição de água). No período de implantação na floresta natural (julho/2016), os dois meses posteriores apresentaram poucos dias de precipitação (Figura 5). Considerando a textura arenosa do solo, a ocorrência de mais dias secos foi determinante para a mortalidade da maioria das populações nessa floresta, verificada no segundo monitoramento.

Dentre as espécies estudadas, *L. pisonis* e *P. cattleianum* demonstraram elevada adaptação às florestas estudadas. Levantamentos florísticos da região de estudo identificaram indivíduos de *L. pisonis* em fragmentos florestais tanto conservados como com impacto antrópico (JARDIM, 2003; SAMBUICHI, 2006; MARTINI et al., 2007; ROLIM; MENEZES; SRBEK-ARAUJO, 2016). Isso sugere que a espécie apresenta plasticidade às variações do micro-habitat florestal. Da mesma forma *P. cattleianum* apresenta ampla adaptação à incidência de luz e umidade do solo (GANDOLFI; LEITÃO-FILHO; BEZERRA, 1995; JARDIM, 2003; ORTEGA et al., 2006; ZACARIAS et al., 2012), o que explica sua elevada

sobrevivência nas duas florestas deste estudo. No cenário de alterações climáticas, estudos recentes expõem a necessidade de adaptação das espécies a diferentes condições ambientais (BANTA et al, 2012; VALLADARES et al, 2014; HARSCH et al, 2017), o que torna *L. pisonis* e *P. cattleianum* espécies importantes para o sucesso do enriquecimento.

Neste estudo, as populações de *B. sericea*, *E. edulis* e *P. pendula* demonstraram baixo desempenho na floresta natural, durante o período avaliado (2016). As populações naturais de *B. sericea* distribuem-se nas clareiras de florestas da região (JARDIM, 2003; ROLIM; MENEZES; SRBEK-ARAUJO, 2016), com constante água disponível no solo (PEREIRA; ASSIS, 2000). Assim, o maior sombreamento promovido pelo dossel da floresta natural, pode ser inadequado para o estabelecimento inicial das populações dessa espécie. Outro fato importante diz respeito ao curto período de chuvas logo após o plantio. Devido à textura arenosa do solo, a disponibilidade de água torna-se escassa rapidamente e a escassez hídrica pode ter sido determinante para a elevada mortalidade. Assim, a utilização de *B. sericea* em projetos de enriquecimento tende a ser mais exitosa caso as populações sejam inseridas em áreas de clareiras ou bordas de fragmentos florestais.

P. pendula é uma árvore secundária tardia cujas populações naturais são verificadas em florestas conservadas (HOPKINS, 1986; ROLIM; MENEZES; SRBEK-ARAUJO, 2016), sob condições moderadas de sombreamento, porém com altas taxas de mortalidade na fase inicial de estabelecimento (SCHULZE et al., 2008). Similar às populações naturais, a elevada mortalidade inicial foi observada na floresta natural desse estudo. Nesta floresta, observamos ainda que a mortalidade foi pronunciada no segundo período de baixa disponibilidade de água no solo (234 pós o plantio), sugerindo uma vulnerabilidade da espécie a eventos de seca mais prolongados.

Padrão similar foi registrado para *E. edulis*, espécie ameaçada de extinção que demonstrou alta vulnerabilidade durante as fases iniciais de estabelecimento (REIS et al., 2000; SILVA et al, 2009; ROTHER et al., 2013). Avaliações sobre a tolerância de *E. edulis* à luz foram conduzidos em outras formações da Floresta Atlântica, sendo registrada preferência da espécie em um gradiente relativamente amplo de luz (entre 18% e 70%) para seu desenvolvimento (NODARI et al., 1999; REIS et al., 2000; NAKAZONO et al, 2001; RIBEIRO et al., 2011). Da mesma forma que ocorreu com *P. pendula*, *E. edulis* apresentou mortalidade a partir do segundo período de seca em FFD, sugerindo que a disponibilidade de água no solo é determinante para sua sobrevivência, o que é condizente com o observado por Rother e colaboradores (2013). Notamos que o enriquecimento artificial com *E. edulis* e *P. pendula*, importantes espécies atrativas de fauna polinizadora e dispersora (HOPKINS, 1984; PERES,

2000; ROTHER; PIZO; JORDANO, 2015) requer mais atenção durante o período inicial de estabelecimento. Assim, deve ser considerado o replantio de populações dessas espécies nos projetos de enriquecimento, para aumentar as chances de sucesso dessa estratégia essas espécies, especialmente sob condições de modificações do clima (HARSCH et al, 2017).

No contexto da restauração florestal, observamos que mesmo as espécies com baixo desempenho desse estudo, podem ser adequadas ao objetivo proposto. Os indivíduos que superaram os filtros nessa fase inicial de estabelecimento, mostram-se mais adaptados e com maiores chances de manter seu desenvolvimento e coexistência na comunidade (GÖTZENBERGER et al., 2012). Essa sobrevivência é importante, uma vez que algumas destas espécies apresentam regeneração natural limitada em florestas inseridas em paisagens intensamente modificadas pelo homem.

Entendemos que este é o primeiro passo no conhecimento sobre o desempenho de espécies de enriquecimento inseridas em diferentes florestas em sucessão secundária. Percebemos a necessidade de dar continuidade ao monitoramento nessa área experimental, assim como elaborar estudos de longo prazo para a verificação do desempenho das populações ao longo do tempo. Dessa forma, será possível identificar outros filtros bióticos e abióticos nas diferentes fases do ciclo de vida destas importantes espécies florestais, e obter maior êxito na conservação das florestas tropicais.

5. Conclusão

A heterogeneidade do estabelecimento inicial verificada nesse estudo demonstra que as variações do ambiente florestal influenciam no desempenho das populações, de acordo com a tolerância intrínseca de cada espécie à disponibilidade de recursos abióticos, em relação à luz e a disponibilidade hídrica no solo. Ao contrário do esperado, as florestas em restauração proporcionaram ambiente mais favorável para o estabelecimento inicial das espécies de diversidade utilizadas nesse estudo.

Implicações para a prática: Para as espécies com elevada mortalidade deste estudo, sugerimos ampliar o número de indivíduos no plantio e avaliar a necessidade de replantio durante os primeiros meses de monitoramento, ainda no período chuvoso.

6. Agradecimentos

Agradecemos à Capes e ao CNPq (140361/2017-0) pela bolsa de estudos concedida; à FAPESP (n.2013/50718-5), pelo auxílio financeiro; à empresa Fibria S/A pela cessão das áreas experimentais e apoio durante todo o período de monitoramento, através dos profissionais do Centro de Tecnologia (CT) – Aracruz/ES, em especial Evanio Trivilim Scopel e Carlos Eduardo Scárdua; de todos os profissionais localizados no município de Teixeira de Freitas/BA; a todos os pesquisadores do Laboratório de Ecologia e Restauração (LERF/ESALQ/USP), e em especial aos pesquisadores Cristina Yuri Vidal, Rafaela Naves e ao Professor Dr. Juliano Van Melis, pelas essenciais contribuições.

7. Referências

- ABNT NBR 7181. Análise Granulométrica. Método de ensaio. **Associação Brasileira de Norma Técnicas**. Rio de Janeiro, 1984. 13p.
- AMORIM, et al. Angiospermas em remanescentes de floresta montana no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v.9, n.3, p.313-348. 2009.
- BAHIA. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Silvicultura de eucalipto no Sul e Extremo Sul da Bahia: situação atual e perspectivas ambientais**. 2008. 66p. Disponível em www.inema.ba.gov.br/download/304/ Acesso em: 25/03/2016.
- BANTA, J.A. et al. Climate envelope modelling reveals intraspecific relationships among flowering phenology, niche breadth and potential range size in *Arabidopsis thaliana*. **Ecology Letters**, v.15, p.769–777. 2012.
- BARRANCOS, E.P.F.; REID, J.L.; ARONSON, J. Tank bromeliad transplants as an enrichment strategy in Southern Costa Rica. **Restoration Ecology**, v.25, n.4, p.569–576, 2017.
- BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n.1, p.1-48. 2015.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432p.
- CHAZDON, R.L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. [traduzido]. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 429p.
- COLE, R.J. et al. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v.261, pp.1590–1597, 2011.
- DUARTE, M.M.; GANDOLFI, S. Diversifying growth forms in tropical forest restoration: enrichment with vascular epiphytes. **Forest Ecology and Management**, v.401, p.89–98, 2017.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.
- ESTAVILLO, C.; PARDINI, R.; ROCHA, P.L.B. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **Plos One**, v.8, n.12, p.1-10. 2013.
- FARAH, F.T. et al. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v.397, p.78–88, 2017.

- FASSNACHT, K.S. et al. A comparison of optical and direct methods for estimating foliage surface area index in forests. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.71, p.183-207. 1994.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55 n.4, p.753-767. 1995.
- GARCIA, L.C. et al. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? **Applied Vegetation Science** v.19, p. 655–666. 2016.
- GÖTZENBERGER, L. et al., Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. **Biol. Rev.**, v.87, p.111–127. 2012.
- GRUBB, P.J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biol. Rev.**, v.52, p.107-145. 1977.
- HARSCH, M.A. et al. Moving forward: insights and applications of moving-habitat models for climate change ecology. **Journal of Ecology**, v.105, p.1169–1181. 2017.
- HOPKINS, H.C.F. Floral biology and pollination ecology of the neotropical species of *Parkia*. **Journal of Ecology**, v.72, p.1-23, 1984.
- HOPKINS, H.C.F. *Parkia* (Leguminosae: Mimosoidae). **Flora Neotropica**, v.43, p.1-123, 1986.
- HUENNEKE, L.F.; VITOUSEK, P.M. Seedlings and clonal recruitment of the invasive tree *Psidium cattleianum*: implications for management of native Hawaiian forests. **Biological Conservation**, v.53, n.3, p. 199-211. 1990.
- HUTCHINSON, G.E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.**, v.22, pp.425-427. 1957.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da Vegetação Brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro, 2012. 217p.
- JARDIM, J.G. Uma caracterização parcial da vegetação na região Sul da Bahia, Brasil. In: PRADO, P.I.; LANDAU, E.C.; MOURA, R.T.; PINTO, L.P.S., FONSECA, G.A.B., ALGER K. (Orgs.) **Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP. p.1-200, 2003.
- JONCKHEERE, I. et al., Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.121, p.19–35. 2004.

- KUPTZ, D.; GRAMS, T.E.E.; GÜNTER, S. Light acclimation of four native tree species in felling gaps within a tropical mountain rainforest. **Trees**, v.24, p.117–127, 2010.
- LE BOURLEGAT, J. M. G. et al. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de trepadeiras. **Hoehnea**, v.40, n.3, p.465–472, 2013.
- LI-COR. LAI-2000. **Plant Canopy Analyzer: Operating manual**. Li-Cor, In: Lincoln, Nebraska, USA. Box 4425/4421, Superior St. 1992. 175p.
- MANGUEIRA, J.R.S.A; HOLL, K.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v.15, n.1, p.3-10. 2018.
- MARTINI, A.M.Z. et al. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic forest. **Biodivers. Conserv.**, v.16, p.3111–3128. 2007.
- NAKAZONO, E.M. et al. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. **Revta Brasil. Bot.**, v.24, n.2, p.173-179. 2001.
- NODARI, et al. Crescimento de mudas de palmitheiro (*Euterpe edulis* Mart.) em diferentes condições de sombreamento e densidade. **Árvore**, v.23, n.3, p.285-292, 1999.
- ORTEGA, A.R. et al. Avaliação do crescimento de mudas de *Psidium cattleianum* Sabine a diferentes níveis de sombreamento em viveiro. **Cerne**, v.12, n.3, p.300-308. 2006.
- PARDI, M.M. **Introdução de espécies de sub-bosque em áreas de restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2014. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 126p. 2014.
- PEREIRA, O.J.; ASSIS, A.M. Florística da restinga de Camburi. **Acta Bot. Bras.**, v.14, n.1, p. 99-111. 2000.
- PERES, A.C. Identifying keystone plant resources in tropical forests: the case of gums from *Parkia* pods. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, p.287-317. 2000.
- POORTER, L. et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v.24, p.1314–1328. 2015.
- R CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing. R**. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2017.
- REIS, M.S. et al. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). **Biotropica**, v.32, n.4b, p.894-902, 2000.
- RIBEIRO, T.M. et al. Sobrevivência e crescimento inicial de plântulas de *Euterpe edulis* Mart. transplantadas para clareiras e sub-bosque em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Árvore**, v.35, n.6, p.1219-1226. 2011.

- ROCHA, C.F.D. et al Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.65, n.1, p.159-168. 2005.
- ROLIM, G.S.; SENTELHAS, P.C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL TM para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.6, n.1, p.133-137, 1998.
- ROLIM, S.G.; MENEZES, L.F.T.; SRBEK-ARAUJO, A.C. **Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale**. 2016. 496p.
- ROTHER, D.C. et al. Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: A comparative analysis of causal influences. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.15, p.86–96, 2013.
- ROTHER, D.C.; PIZO, M.A.; JORDANO, P. Variation in seed dispersal effectiveness: the redundancy of consequences in diversified tropical frugivore assemblages. **Oikos**, v.125, p. 336-342, 2015.
- SAMBUICHI, R.H.R. Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauzeira do sul da Bahia, Brasil. **Acta bot. bras.**, v.20, n.4, p.943-954. 2006.
- SCHULZE, M. et al. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.256, p.1443–1457. 2008.
- SHOO, L.P. et al. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. **Conservation Biology**, v.30, n.1, p.121–132, 2016.
- SILVA, M.G.C.O.C.; MARTINI, A.M.Z.; ARAÚJO, Q.R. Estrutura populacional de *Euterpe edulis* Mart. no Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, v.32, n.2, p.393-403, 2009.
- SILVERSTOWN, J. Plant coexistence and the niche. **Trends in Ecology and Evolution**, v.19, n.11, p.605-611. 2004.
- SOUZA, D.C.; ENGEL, V.L. Direct seeding reduces costs, but is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v.116, p.35-44. 2018.
- SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185–200, 2004.
- SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. **Applied Vegetation Science**, v.21, p.76–84. 2018.

- TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v.155, p.136–140, 2012.
- TAMBOSI, L.R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v.22, n.2, p.169–177, 2014.
- THOMAS, W.M.W. et al. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.311-322. 1998.
- VALLADARES, F. et al. The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. **Ecology Letters**, v. 17, p. 1351–1364. 2014.
- VIANI, R. et al. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **Newsletter of the global land project**, v.12, p.5-9. 2015.
- VIDAL, C.Y. et al. Biodiversity conservation of forests and their ecological restoration in highly-modified landscapes. In: GHELIER-COSTA, C.; LYRA-JORGE, M.C.; VERDADE, L.M. **Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil**. Warsaw/Berlin: De Gruyter Open Ltd. 2016. p.136-150.
- WEIHER, E.; KEDDY, P. **Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press: Cambridge, 2004. 432p.
- WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of the forest tree. **Ecology**, v.70, n.3, p.536-538. 1989.
- WILSON, J.B.; GITAY, H.; AGNEW, A.D.Q. Does Niche Limitation Exist? **Functional Ecology**, v.1, p.391-397. 1987.
- YEONG, K.L.; REYNOLDS, G.; HILL, J.K. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. **Biodivers Conserv**, v.25, p.957–973, 2016.
- ZACARIAS, R.R. et al. Fitossociologia de dois trechos de floresta ombrófila densa aluvial em solos hidromórficos, Paraná, Brasil. **Floresta**, v.42, n.4, p.769-782. 2012.
- ZUUR, A.F. et al. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. New York: Springer-Verlag. 2009. 574p.

Apêndices

A) Tabela 1. Granulometria do solo das unidades amostrais em dois ambientes florestais passíveis de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil.

ÁREA	POFUNDIDADE	ARGILA	SILTE	AREIA	CLASSE
Floresta Natural Degradada	20	18,87	0,38	80,75	franco-arenosa
	40	33,33	0,44	66	argilo-arenosa
	20	7,72	1,5	93,77	arenosa
	40	10,36	0,17	89,47	areia franca
	20	10,62	4,08	85,3	areia franca
	40	18,85	3,24	77,9	franco-arenosa
Floresta em Processo de Restauração	20	13,16	1,29	85,55	areia franca
	40	26,67	1,55	71,78	franco-argilo-arenosa
	20	22,16	2,14	75,7	franco-argilo-arenosa
	40	30,3	7,22	62,48	franco-argilo-arenosa
	20	19,03	2,18	78,8	franco-arenosa
	40	32,51	1,15	66,34	argilo-arenosa
	20	22,28	4,18	73,54	franco-argilo-arenosa
	40	27,51	0,93	71,56	franco-argilo-arenosa
	20	10,54	3,27	86,2	areia franca
	40	16,31	7,54	76,14	franco-arenosa
	20	16,23	3,44	80,32	franco-arenosa
	40	31,16	9,74	59,1	argilo-arenosa
	20	19,22	0,4	81,19	franco-arenosa
	40	25,02	1,34	73,64	franco-argilo-arenosa

B) Tabela 2. Sobrevivência (números absolutos) em cada monitoramento, média de crescimento e erro padrão das populações das espécies utilizadas para enriquecimento artificial em dois ambientes florestais inseridos na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. **M**: monitoramento de sobrevivência; **Cresc.**: crescimento em centímetros.

ESPÉCIES	Floresta Natural Degradada					Floresta em Processo de Restauração				
	M1	M2	M3	M4	Cresc (cm)	M1	M2	M3	M4	Cresc (cm)
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	180	28	14	10	0,8 ± 3,15	180	179	178	171	2,23 ± 1,03
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	163	115	36	16	2,43 ± 2,45	173	169	165	162	0,83 ± 1,46
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	179	177	171	164	15,8 ± 2,37	178	178	178	176	0,02 ± 1,72
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	180	100	27	22	4,31 ± 2,97	176	166	161	154	6,3 ± 1,0
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	180	180	179	173	3,52 ± 0,78	180	180	180	180	7,25 ± 1,29

CAPÍTULO 2

Custo-efetividade para enriquecimento artificial de florestas tropicais em restauração: análise entre distintos métodos

Corrêa, L.S; Ek del-Val, Mora, F.A.; Rodrigues, R.R

Resumo

Métodos de enriquecimento artificial como estratégia de conservação da floresta tropical tendem a acelerar o desenvolvimento do ecossistema e potencializar a expressão da regeneração natural. Considerando a necessidade de enriquecer grandes áreas florestais inseridas em paisagens de baixa resiliência, observamos que análises sobre o custo e efetividade entre distintos métodos de enriquecimento artificial ainda são escassos. Com a expectativa do equilíbrio entre os custos e a efetividade de cada método, temos a hipótese que a utilização de propágulos menores (sementes e mudas pequenas) resultará em baixa sobrevivência final, assim como custo final mais elevado do que mudas grandes. As áreas experimentais são florestas em processo de restauração com sombreamento mínimo do solo e baixa expressão de regeneração natural. Selecionamos seis espécies de diversidade: *Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze, *Byrsonima sericea* DC., *Euterpe edulis* Mart., *Lecythis pisonis* Cambess., *Psidium cattleianum* Sabine, *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. Utilizamos três tamanhos de propágulos: semente, mudas pequenas (com menos de seis meses em viveiro) e mudas grandes (com mais de seis meses em viveiro). instalamos seis unidades amostrais (109m²) por espécie, aleatoriamente, nas entrelinhas do plantio inicial das florestas em restauração. Em cada unidade amostral foram delimitadas 30 sub parcelas de 3m², com três berços. Em cada berço foi inserido um tamanho de propágulo. Para as sementes, registramos o número de indivíduos que emergiram, considerando esse valor para a avaliação de sobrevivência; coletamos dados de altura dos sobreviventes emergidos, no último monitoramento. Para as mudas pequenas e grandes, coletamos a altura inicial e final, e registramos a sobrevivência no decorrer de 24 meses, bimestralmente. Consideramos os custos de aquisição dos propágulos, insumos e o valor da operação, em horas de trabalho/pessoa, durante a implantação do experimento. Os valores dos insumos foram equivalentes para os dois tamanhos de mudas, devido ao protocolo adotado. Avaliamos o efeito do total de dias de duração do experimento sobre a sobrevivência das populações. Avaliamos a relação entre os dias de chuva e o volume acumulado no período sobre a sobrevivência das populações, em cada tamanho. Os resultados desse estudo mostram que uma muda grande tem três vezes mais chance de sobreviver nas florestas em restauração, comparadas à mudas pequenas e à sementeira direta. Considerando cada espécie, foi encontrada elevada sobrevivência nas populações de *A. caudescens* (três métodos), *B. sericea* (somente mudas grandes), *L. pisonis* (mudas pequenas e mudas grandes), *P. cattleianum* (somente mudas grandes). Houve baixa sobrevivência das populações de *E. edulis* (três métodos) e *P. pendula* (semeadura e mudas grandes). Houve mortalidade total das populações de *B. sericea* e *P. cattleianum* em mudas pequenas. O custo da sementeira foi 42% menor que mudas pequenas e 62% menor que mudas grandes. Para mudas pequenas o custo foi 34% menor do que mudas grandes. As horas de trabalho representam 58% do valor final do enriquecimento. A partir disso, sugerimos a associação de métodos como estratégia de enriquecimento artificial em florestas em processo de restauração, a fim de alcançar os objetivos da conservação destas florestas.

Palavras-chave: Ecologia; Restauração; Espécies funcionais; Sementeira direta; Mudas pequenas; Mudas grandes

Abstract

Methods of artificial enrichment as a strategy for tropical forest conservation tend to accelerate the development of the ecosystem and enhance the expression of natural regeneration. Considering the need to enrich large forest areas inserted in landscapes of low resilience, we observed that analyzes on the cost and effectiveness among different methods of artificial enrichment are still scarce. With the expectation of the equilibrium between costs and the effectiveness of each method, we hypothesize that the use of smaller seedlings (seeds and small seedlings) will result in low final survival, as well as a higher final cost than large seedlings. The experimental areas are restoration forests with minimal soil shading and low expression of natural regeneration. We selected six species of diversity: *Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze, *Byrsonima sericea* DC., *Euterpe edulis* Mart., *Lecythis pisonis* Cambess., *Psidium cattleianum* Sabine, *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. We used three sizes of seedlings: seedlings, small seedlings (less than six months in the nursery) and large seedlings (more than six months in the nursery). we installed six sample units (109m²) per species, randomly, between the lines of the initial planting of the forests under restoration. In each sampling unit, 30 subplots of 3 m x 2 with three cots were delimited. In each cradle was inserted a size of propagule. For the seeds, we recorded the number of individuals that emerged, considering this value for the survival evaluation; we collected height data from emergent survivors at the last monitoring. For small and large seedlings, we collected the initial and final height and recorded survival over 24 months, bimonthly. We considered the acquisition cost of propagules, inputs and the value of the operation, in working hours/person, during the implementation of the experiment. The values of the inputs were equivalent for the two sizes of seedlings, due to the protocol adopted. We evaluated the effect of the total days of duration of the experiment on the survival of the populations. We evaluated the relationship between the rainy days and the accumulated volume in the period on the survival of the populations, in each size. The results of this study show that a large seedling is three times more likely to survive in restoration forests compared to small seedlings and direct seeding. Considering each species, it was found high survival in the populations of *A. caudescens* (three methods), *B. sericea* (large seedlings only), *L. pisonis* (small seedlings and large seedlings), *P. cattleianum* (large seedlings only); There was low survival of the populations of *E. edulis* (three methods) and *P. pendula* (sowing and large seedlings). There were total mortality of *B. sericea* and *P. cattleianum* populations in small seedlings. Seeding cost was 42% lower than small seedlings and 62% smaller than large seedlings. For small seedlings the cost was 34% lower than large seedlings. Working hours represent 58% of the final value of the enrichment. From this, we suggest the association of methods as a strategy of artificial enrichment in forests in the process of restoration, in order to reach the objectives of the conservation of these forests.

Keywords: Ecology; Restoration; Functional species; Sowing; Small seedling; Large seedling

1. Introdução

No contexto da restauração florestal para a conservação da biodiversidade, as estratégias de enriquecimento pretendem acelerar a regeneração natural, a partir da superação de filtros bióticos e abióticos, em distintas escalas (BRANCALION et al., 2016; ARROYO-RODRÍGUEZ, et al., 2017). As florestas em processo de restauração, inseridas em paisagens intensamente modificadas, tendem a apresentar diferentes filtros, tanto em escala local, devido ao histórico de uso do solo (TOREZAN; MANTOANI, 2013; CHAZDON, 2016), quanto em escala de paisagem, devido ao isolamento das áreas em restauração (PEREIRA; OLIVEIRA; TOREZAN, 2013; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; SUGANUMA; TOREZAN; DURIGAN, 2018) e da degradação dos remanescentes florestais ainda existentes na paisagem (BARLOW, et al., 2016; FAO, 2016).

As florestas em restauração são provenientes de plantios de espécies nativas de rápido crescimento (NAVE et al., 2016), e cobrem áreas onde originalmente existia floresta nativa que sofreu corte raso devido às diferentes demandas para uso do solo. No momento atual, apresentam estrutura florestal e dossel que sombreia parcialmente o solo, com o objetivo de promover ambiente favorável à regeneração natural (RODRIGUES et al., 2009; NAVE et al., 2016), em diferentes formas de crescimento. Grande parte do plantio dessas florestas foi realizado em áreas vulneráveis (RODRIGUES, et al., 2009), como margens de cursos d'água e sítios declivosos, por exemplo. Sua presença no contexto regional auxilia a conectividade com remanescentes florestais, potencializando o fluxo de fauna dispersora.

No cenário de intensa degradação da paisagem, várias florestas em restauração demonstram limitações à continuidade do processo de sucessão secundária, com regeneração natural de espécies autóctones de ciclo de vida curto (20 a 40 anos) (BARBOSA et al. 2003; SOUZA; BATISTA, 2004;) e escasso número de espécies alóctones (GARCIA et al., 2016). Caso nenhuma intervenção em favor da continuidade do processo dinâmico de sucessão florestal seja realizada, a trajetória sucessional tende a manter-se estagnada (FOLKE et al., 2004; SCHEFFER et al., 2012), ou entrar em declínio sucessional (VIANI et al., 2013). Observamos assim a necessidade de estabelecer estratégias de enriquecimento artificial que potencialize a regeneração natural e o avanço da trajetória sucessional.

O método de enriquecimento artificial para a conservação é caracterizado pela introdução de espécies regionais nativas ausentes em determinada floresta no momento atual. A seleção de espécies para o enriquecimento se baseia em atributos semelhantes, tais como tolerância ao sombreamento e dispersão animal, por exemplo, criando um grupo funcional,

(GANDOLFI; BELLOTTO; RODRIGUES, 2009). As estratégias de enriquecimento utilizam de diferentes formas de crescimento vegetal (BARRANCOS; REID; ARONSON, 2017; LE BOURLEGAT, et al., 2013; DUARTE; GANDOLFI, 2017) e espécies que ocupem distintos estratos da floresta na fase reprodutiva (PARDI, 2014; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018). Contudo, o desempenho das espécies de enriquecimento é extremamente variável (COLE et al., 2011; SOUZA; ENGEL, 2018; YEONG; REINOLDS; HILL, 2016), devido sua autoecologia. A elevada riqueza de espécies das florestas tropicais proporciona oportunidades para o conhecimento referente ao desempenho de variadas espécies potenciais ao enriquecimento artificial, em distintos métodos.

Os principais métodos de enriquecimento artificial utilizando espécies previamente determinadas, são semeadura direta (SUGANUMA et al., 2008; COLE et al., 2011; MÔNICO, 2012; LE BOURLEGAT, et al., 2013; BERTACCHI et al., 2016; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018) e plantio de mudas pequenas (até seis meses em viveiros) e grandes (acima de seis meses em viveiro e rustificadas) (PARDI, 2014; BARRANCOS; REID; ARONSON, 2017; DUARTE; GANDOLFI, 2017; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018; NASHENN, 2018). Poucos trabalhos avaliaram distintos tamanhos de propágulos para a mesma espécie, bem como os custos envolvidos nos distintos métodos (MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018; NASHENN, 2018), o que torna oportuno a continuidade de estudos com esse propósito. Assim será possível aumentar a escala das iniciativas de restauração florestal, dado os compromissos nacionais e internacionais (CALMON et al., 2011; BRASIL, 2017; IUCN, 2011; WRI, 2018).

No contexto de custo da estratégia de enriquecimento, a semeadura direta é considerada mais barata do que o plantio de mudas (ENGEL; PARROTA, 2001; CAVA et al., 2016; CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016). Assim, é esperado que os projetos de enriquecimento artificial com semeadura direta apresentem menores valores finais por propágulo. Nesse caso, a avaliação final do enriquecimento deve considerar a seleção de espécies utilizadas, já que sementes maiores, de espécies finais de sucessão, apresentam geralmente valores mais altos do que espécies de sementes menores. Acrescenta-se a sobrevivência particular de cada espécie, devido às suas condições fisiológicas (BRANCALION; NOVEMBRE; RODRIGUES, 2010) e aos efeitos bióticos e abióticos que podem ser críticos ao sucesso do método (DOUST; ERSKINE; LAMB 2006; SUGANUMA et al., 2008; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018).

Considerando a efetividade do enriquecimento, ou seja, a sobrevivência final das espécies, estudos demonstram que o plantio de mudas grandes, rustificadas, proporciona maior

sobrevivência do que a semeadura direta (PALMA; LAURENCE, 2015) e o plantio de mudas pequenas, não rustificadas (MANGUERIA; HOLL; RODRIGUES, 2018). Assim seria esperado que, na comparação da sobrevivência de uma mesma espécie entre distintos tamanhos de propágulos (semente, mudas pequenas e grandes), houvesse mais indivíduos vivos em mudas grandes. Na tentativa de encontrar um equilíbrio entre os custos e a efetividade de cada método, temos a hipótese que a utilização de propágulos menores (sementes e mudas pequenas) resultará em baixa sobrevivência final, assim como custo final mais elevado do que mudas grandes.

A partir dos conhecimentos atuais sobre custo e efetividade de métodos de enriquecimento artificial, este estudo teve como objetivo responder às seguintes questões: (i) Como é a sobrevivência e crescimento iniciais de seis espécies utilizadas para enriquecimento, em três distintos métodos (semeadura direta, plantio de mudas pequenas e grandes)? (ii) Qual tamanho de propágulo (semente, muda pequena, muda grande) apresenta equilíbrio entre custo e efetividade, visando utilização em grandes áreas passíveis de enriquecimento? Esperamos que nossos resultados contribuam para aprimorar os métodos de enriquecimento artificial como estratégia de conservação das florestas tropicais.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

Realizamos a implantação do experimento em florestas em processo de restauração com dossel estruturado, que gera sombra no solo florestal, e inexpressiva regeneração natural de espécies autóctones e alóctones. Essas áreas apresentam dossel com espécies arbóreas com ciclo de vida curto (cerca de 20 anos), proveniente do plantio inicial, com idade entre seis a oito anos, as quais promovem o sombreamento parcial da área. Integram áreas de proteção legal (Áreas de Preservação Permanente) de propriedades rurais particulares, inseridas em matriz de monocultivos florestais comerciais (*Eucalyptus* spp).

Essas florestas em restauração fazem parte da porção da Floresta Atlântica do extremo Sul do estado da Bahia, Brasil, classificada Floresta Ombrófila de Terras Baixas (IBGE, 2012), centro de elevada riqueza florística e de endemismos (THOMAS et al., 1998; JARDIM, 2003; MARTINI et al., 2007; AMORIM, et al., 2009). Devido às intensas modificações no uso do solo, em particular modificações para as atividades agropastoris (BAHIA, 2008), as florestas dessa região encontram-se intensamente fragmentadas, muitas delas com resiliência limitada (TAMBOSI et al, 2014).

Nessa região o clima apresenta temperaturas: máxima igual a 28°C e mínima igual a 20°C, com precipitações anuais equivalente a 1.240,5 mm. Os meses mais chuvosos são março (média igual a 156,73 mm) e novembro (199,81 mm), segundo dados históricos (15 anos) da estação climatológica Santo Antônio, situada cerca de 16 km das áreas experimentais. O solo é classificado como Argissolo-Amarelo distrófico (EMBRAPA, 2006), com textura argilo-arenosa, franco-arenosa e areia franca.

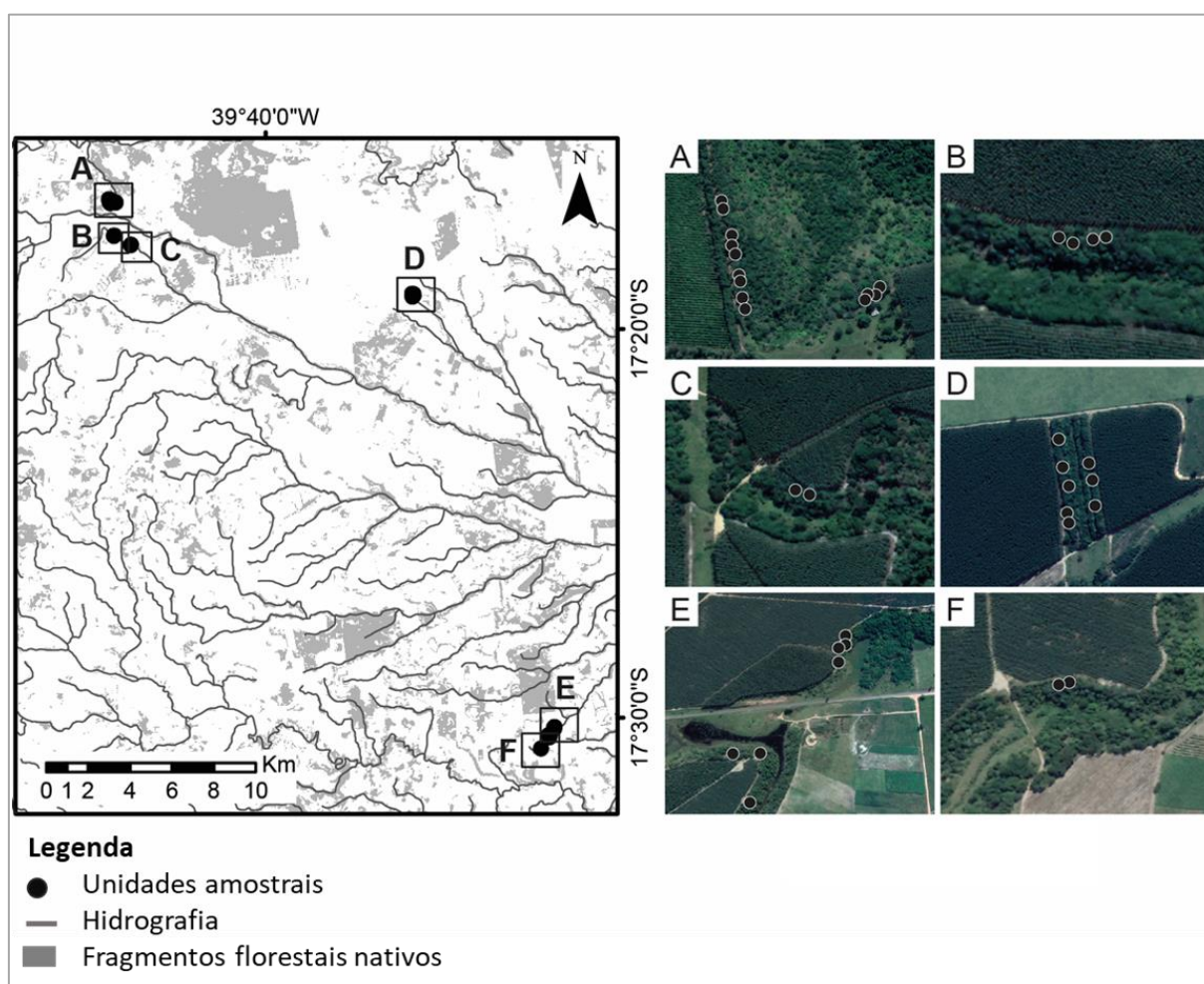


Figura 1. Localização das 30 unidades amostrais instaladas em florestas em processo de restauração, selecionadas para o experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil, 2015. Imagens A, B, C, D, E e F: Distribuição das unidades amostrais em diferentes florestas em restauração. (SONTAG; CORRÊA, 2018).

2.2. Desenho experimental

Instalamos 36 unidades amostrais de 109m², aleatoriamente, com seis repetições por espécie, num total 0,324 hectares (Figura 2). As unidades amostrais foram instaladas nas entrelinhas do plantio inicial de preenchimento, adequando-se sua posição, quando necessário, para o máximo aproveitamento da sombra oferecida pelas copas das árvores. Em cada unidade amostral foram delimitadas 30 sub parcelas de 3m²s, com três berços. Definimos três tamanhos de propágulos: semente, muda pequena (com até quatro meses em viveiro e altura média de 17 cm) e muda grande (com mais de quatro meses em viveiro, rustificadas, e altura média de 46,3 cm). O mesmo método foi adotado por Manguiera (2017) em fragmentos florestais degradados no interior do estado de São Paulo, Brasil. Em cada berço foi inserido um dos três tamanhos de propágulos, assim padronizados: três sementes viáveis, uma muda pequena e uma muda grande, totalizando 180 berços por unidade amostral.

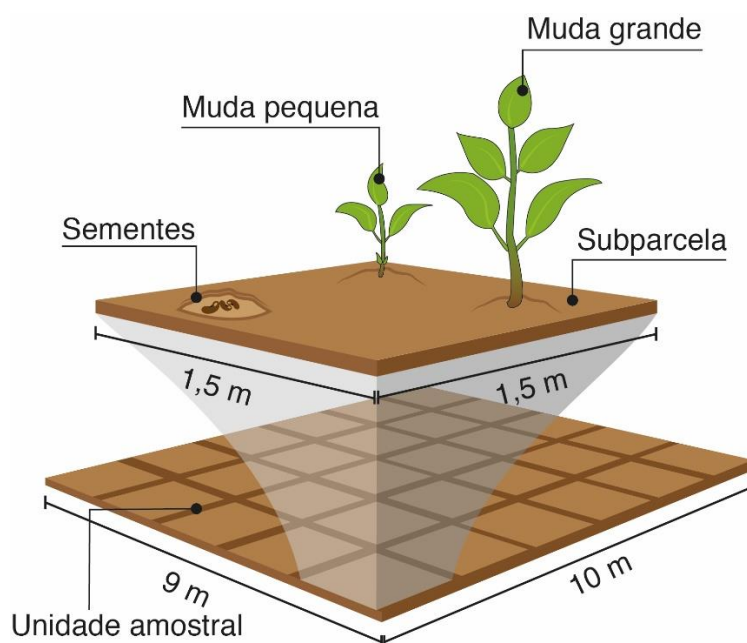


Figura 2. Modelo esquemático de uma unidade amostral (dividida em 30 sub parcelas) utilizada para a implantação do experimento de enriquecimento artificial em APR, na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. Em cada unidade amostral houve semeadura/plantio de uma única espécie, nos três tamanhos de propágulos.

2.3. Seleção de espécies, aquisição de propágulos e implantação do experimento

Foram selecionadas seis espécies arbóreas: *Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze (buri); *Byrsonima sericea* DC (murici); *Euterpe edulis* Mart. (palmito-juçara); *Lecythis pisonis*

Cambess. (sapucaia); *Psidium cattleianum* Sabine. (araçá), *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex. Walp. (visgueiro). A seleção considerou os seguintes atributos: a) sobrevivência em área parcialmente sombreada; b) polinização e dispersão animal; c) ocorrência regional. Os ciclos de vida de cada uma dessas espécies são completos em diferentes estratos: dossel, sub-dossel e sub-bosque (Apêndice D). Essa seleção considerou os levantamentos florísticos de fragmentos florestais do Sul do estado da Bahia (JARDIM, 2003; MARTINI et al., 2007; AMORIM et al, 2009) e a disponibilidade dos propágulos em viveiros e coletores regionais, nos três tamanhos estabelecidos pelo método adotado.

A aquisição das sementes se deu entre novembro e dezembro de 2014, a partir de coletores regionais de sementes do norte do Espírito Santo, os quais realizaram os testes de germinação dos lotes para a verificação da viabilidade das sementes. No mesmo período de 2014, parte dos lotes adquiridos foram semeados em um viveiro do Sul do estado da Bahia, para a produção das mudas pequenas. Devido ao método adotado, foi necessária aquisição das mudas grandes em outros viveiros da região do estudo, distribuídos entre o Norte do estado do Espírito Santo e Sul do estado da Bahia.

Implantamos esse experimento no mês de março de 2015, período de chuvas na região de estudo. Anterior à introdução dos propágulos, houve a abertura dos berços seguida de adubação (NPK 10-22-14), 14 dias antes do plantio. Superamos a dormência das sementes de *B. sericea*, *L. pisonis* e *P. pendula*. Após a semeadura e o plantio, realizamos irrigação imediata dos berços, e após 72 horas da implantação. Nos berços de mudas pequenas e grandes foi adicionado hidrogel no momento do plantio.

2.4. Coleta de dados

Registramos o número de sementes que emergiram desde o primeiro até o quarto monitoramento (cerca de 260 dias), considerando o total de emergentes neste período. Esse valor foi definido como número inicial de indivíduos provenientes da semeadura, para que houvesse o registro de sobrevivência. Ao final das avaliações, coletamos dados de altura dos indivíduos vivos. Para mudas pequenas e grandes, avaliamos a sobrevivência das populações das seis espécies durante 24 meses, a cada dois meses. Coletamos dados da altura de todas as mudas (pequenas e grandes), no primeiro monitoramento, em maio de 2015, e no último, em novembro de 2016.

Para avaliar os custos do experimento, consideramos os valores para aquisição dos propágulos, insumos e o valor da operação (hora/homem) durante a implantação. As áreas experimentais não passaram por manutenção adicional durante o período de avaliação. O

plantio de mudas pequenas e mudas grandes seguiram os mesmos procedimentos de implantação (abertura de berços, adubação e irrigação com adição de hidrogel), por isso foram considerados os mesmos custos de insumos e de operação para os dois tamanhos. Os valores considerados neste estudo foram os mesmos aplicados na região Norte do estado do Espírito Santo e Sul do estado da Bahia no ano de 2015.

2.5. *Análise dos dados*

Para responder à questão (i), inicialmente avaliamos o efeito do período total de dias de duração do experimento, sobre a sobrevivência dos propágulos, utilizamos o modelo misto aditivo generalizado, com distribuição de Poisson (ZUUR et al., 2017), definindo-se o total de dias como efeito fixo e unidade amostral como o efeito aleatório. Após, avaliamos a relação entre a sobrevivência das populações e os dias com precipitação no intervalo entre os monitoramentos, e ainda o efeito do volume de chuvas por dia. Para essa análise utilizamos o modelo misto linear generalizado, com distribuição binomial (ZUUR et al., 2017). Consideramos dois modelos, os quais apresentam como efeito fixo: número de dias com precipitação igual ou inferior a 5 mm; total de dias sem precipitação. Nesses dois modelos a unidade amostral foi utilizada como efeito aleatório. As análises foram realizadas com auxílio dos pacotes *vegan* e *lmer4* (BATES et al., 2015) para o software R, versão 3.5.3 (R CORE TEAM, 2018). Calculamos a disponibilidade de água no solo durante o período de monitoramentos, a partir dos dados secundários de precipitação e temperatura, provenientes da estação climatológica localizada a uma distância média de 16 quilômetros do experimento. Essa análise foi realizada em ambiente *excel*, conforme proposto por Rolim, Sentelhas e Barbieri (1998).

Para responder à questão (ii), calculamos o custo de aquisição dos propágulos em cada tamanho, o custo dos insumos utilizados para mudas pequenas e grandes e o valor da operação (hora/homem) durante a implantação. Calculamos o custo final do experimento, a partir dos dados de sobrevivência de cada espécie, considerando a seguinte equação: $\text{Custo Final} = \text{Custo total} / \text{Número final de Sobreviventes}$, em cada tamanho. Utilizamos a sobrevivência final deste estudo para estimar o custo-efetividade do enriquecimento em um hectare, baseando-se na proposta de Nave e colaboradores (2016).

3. Resultados

3.1. Emergência, sobrevivência e crescimento entre os propágulos e entre espécies

Houve ampla variação na sobrevivência final das populações, entre os três tamanhos de propágulos (Tabela 1). Ao compararmos as estimativas de sobrevivência entre as mudas, observamos que uma planta tem três vezes mais chance de sobreviver como muda grande, do que como muda pequena ($p < 0,001$). Já a comparação de mudas grandes com sementes e de mudas pequenas com sementes demonstra chances de sobrevivência menores do que um. (Tabela 1).

Tabela 1. Total de indivíduos vivos em cada tamanho de propágulo e probabilidade de sobrevivência nos três tamanhos, após 24 meses de monitoramento do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. **NI**: número inicial de indivíduos; **NF**: número final de indivíduos; **Estimate**: efeito do tamanho do propágulo sobre a sobrevivência; **p**: nível de significância do efeito do tamanho; **PS**: probabilidade de sobrevivência, em porcentagem (N amostral=108).

Propágulo	NI	NF	Estimate	p	PS (%)
Sementes*	3240	121	-2,7921	0,00124	6
Mudas pequenas	1080	357	2,0835	<0,001	11
Mudas grandes	1080	668	-2,7224	<0,001	94

(*) considerando três sementes/berço

Cada espécie demonstrou sofreu o efeito do período de avaliações de uma maneira, devido sua autoecologia. Assim houve diferença na capacidade de superar os distintos filtros ao estabelecimento inicial, impostos pelos tamanhos de propágulos testados. Como resultado observamos ampla variação na sobrevivência final das populações (Tabela 2). Quando avaliamos o efeito do acúmulo de dias de monitoramento sobre a sobrevivência, observamos uma heterogeneidade na interação dessa variável com cada espécie, em especial para sementes e mudas pequenas (Tabela 3). Dentre as espécies, *A. caudescens* sofreu a influência significativa dessa interação somente na semeadura. Esta espécie demonstrou elevada capacidade de superar os filtros ao estabelecimento inicial, em todos os tamanhos.

Tabela 2. Sobrevivência final das populações de cada espécie após 24 meses de monitoramento do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. **NI**: número inicial de indivíduos; **NF**: número final de indivíduos. (Sementes: N amostral=540; Mudanças: N amostral=180).

ESPÉCIES	NI	NF	Sobrevivência final (%)	Crescimento (cm)
Sementes				
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	0	100	19	23,82±0,68
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	31	0	0	NA
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0	2	0,4	23
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	1	16	3	69,5±6,4
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	0	3	0,5	21±1
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	21	0	0	NA
Mudas pequenas				
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	180	163	91	4,93±0,89
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	73	0	0	NA
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	148	38	21	4,94±1,93
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	177	150	83	26,57±1,62
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	174	6	3	5,3±0,64
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	138	0	0	NA
Mudas grandes				
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	180	176	98	0,52±0,72
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	180	110	61	11,3±1,69
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	173	44	24	8,97±1,98
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	178	138	77	19±7,75
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	176	27	15	3,76±1,78
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	180	173	96	3,79±1,78

Tabela 3. Variação da influência de cada espécie na sobrevivência, dentre os tamanhos e do período de dias acumulado, no experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. **Estimate**: efeito do acúmulo de dias sobre a sobrevivência; **p**: nível de significância do efeito do acúmulo de **p (dias)**: nível de significância da interação acúmulo de dias e espécie; **Chi.sq**: Chi-quadrado da interação acúmulo de dias e espécie. N amostral=288.

ESPÉCIES	Estimate	p	p (dias)	Chi.sq (dias)
Sementes				
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	2,188	<0,001	<0,001	64,03
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	-4,650	<0,001	<0,001	50,11
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	-2,982	<0,001	<0,001	21,27
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	-1,545	0,00334	<0,001	18,48
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	-2,831	<0,001	<0,001	33,67
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	-5,254	<0,001	0,0014	22,30
Mudas pequenas				
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	3,361	<0,001	0,156	2,01
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	-5,662	<0,001	<0,001	104,64
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	-0,883	0,0017	<0,001	138,43
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	-0,044	0,874	0,073	3,2
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	-5,876	<0,001	<0,001	149,6
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	-1,865	<0,001	<0,001	294,3
Mudas grandes				
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	3,389	<0,001	0,754	0,09
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	-0,197	0,032	<0,001	30,89
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	-0,627	<0,001	<0,001	185,17
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	-0,081	0,376	0,0013	10,22
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	-0,602	<0,001	<0,001	171,07
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	0,002	0,975	0,683	0,16

Considerando as sementes, quatro espécies (*A. caudescens*, *E. edulis*, *L. pisonis* e *P. pendula*) apresentaram plântulas vivas após 24 meses de avaliação. Dentre as espécies, somente *A. caudescens* apresentou sobrevivência superior a 10%. Houve elevada emergência de indivíduos de *B. sericea* e *P. cattleianum*, no início das avaliações (cerca de 70 dias) e nenhuma sobrevivência a partir do quarto monitoramento (200 dias) (Figura 4).

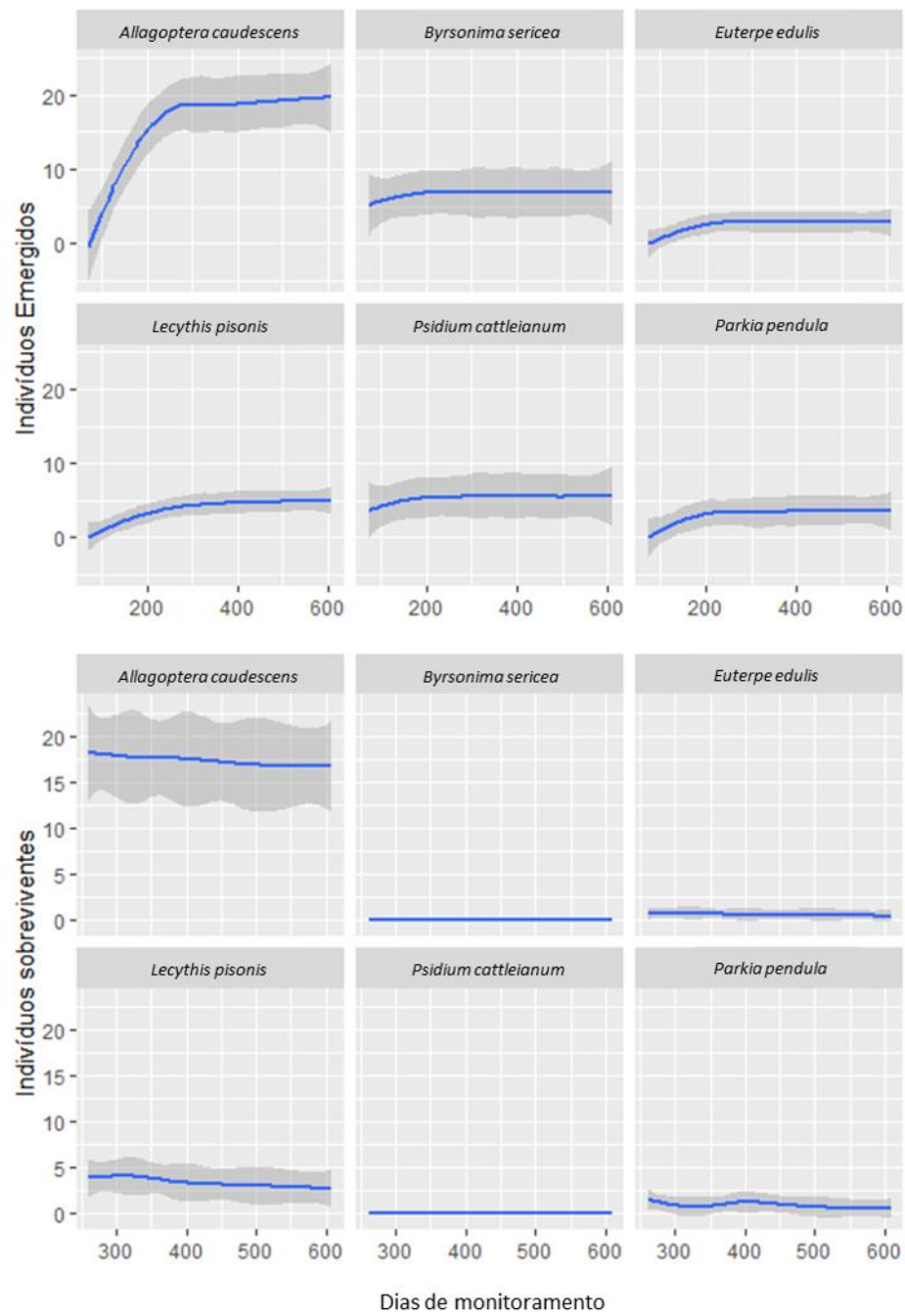


Figura 4. Emergência total (em até 260 dias) e sobrevivência das sementes (considerando o total de emergência) entre os anos de 2015 e 2016, em cada espécie utilizadas para experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. Área em cinza escuro representa o intervalo de confiança (95%). N amostral = 288.

Considerando as mudas pequenas, populações de *A. caudescens*, *E. edulis* e *L. pisonis* apresentaram indivíduos vivos. A sobrevivência das espécies *A. caudescens* e *L. pisonis* não apresentou variação significativa em relação ao período de avaliação (Tabela 3). Para *B. sericea*, *P. cattleianum*, o tamanho de mudas pequenas influenciou negativamente a sobrevivência. Estas espécies apresentaram elevada vulnerabilidade no decorrer das avaliações, com mortalidade de todas as populações ao final do experimento (Figura 5).

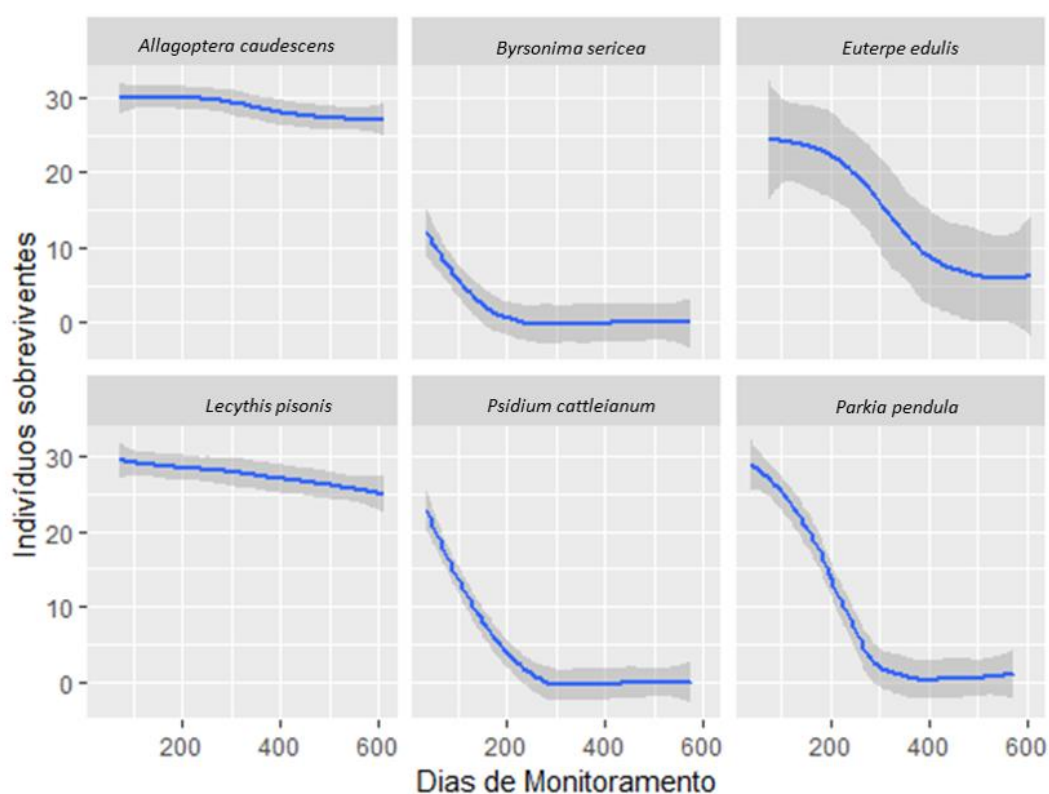


Figura 5. Sobrevivência de mudas pequenas (período médio de 600 dias), entre os anos de 2015 e 2016, em cada espécie utilizadas para experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. Área em cinza escuro representa o intervalo de confiança (95%). N amostral = 288.

Todas populações inseridas como mudas grandes sobreviveram, com interação significativa entre o período de avaliação e as espécies para *B. sericea*, *E. edulis* e *P. pendula* (Tabela 3). A população *E. edulis* e *P. pendula* apresentou queda na sobrevivência entre o quarto (162 e 154 indivíduos vivos, respectivamente) e o quinto monitoramento (85 e 133 indivíduos vivos, respectivamente). Ao contrário, a população de *B. sericea* e *P. cattleianum* apresentou mais que 50% dos indivíduos vivos, assim como de *A. caudescens* e *L. pisonis* (Figura 6) durante todo o período avaliado.

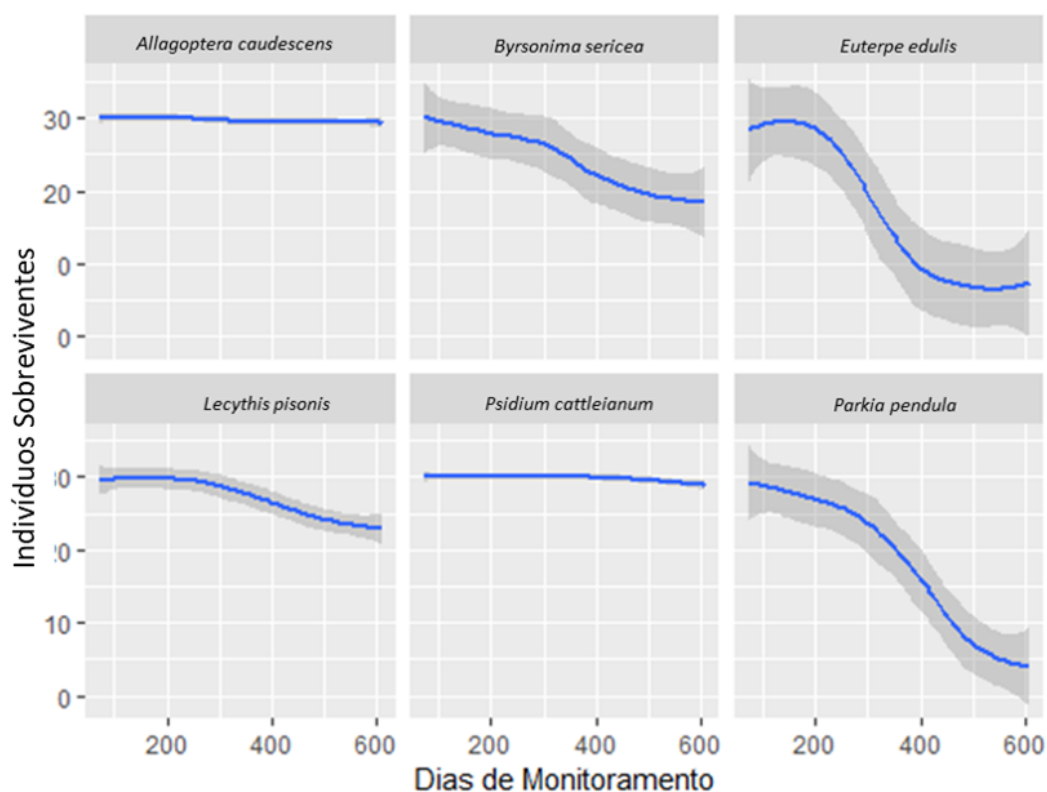


Figura 6. Sobrevivência de mudas grandes (período médio de 600 dias), entre os anos de 2015 e 2016, em cada espécie utilizadas para experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil. Área em cinza escuro representa o intervalo de confiança (95%). N amostral = 288.

A variação da disponibilidade hídrica apresentou efeito significativo sobre a sobrevivência somente de duas espécies (*E. edulis* e *P. pendula*), durante o período avaliado. O número de dias com precipitações igual ou inferior a 5 mm, no período de avaliações (24 meses), teve influência negativa para mudas pequenas e grandes de *P. pendula* ($p = 0,017$). No caso de *E. edulis*, a relação significativamente negativa para a sobrevivência se deu sobre o número acumulado de dias sem chuva ($p = 0,019$). Para as demais espécies a distribuição e o volume de chuvas não apresentou correlação significativa. A média de crescimento da população de *L. pisonis* foi elevada nos dois tamanhos de mudas, em relação às demais espécies, sendo superior nas mudas pequenas ($26,57 \pm 1,62$ cm) em comparação às mudas grandes ($19,0 \pm 7,75$ cm). As populações de *A. caudescens* e *E. edulis* apresentaram crescimento médio próximo a 5 cm para as mudas pequenas. Em mudas grandes, a população de *A. caudescens* apresentou o menor crescimento ($0,52 \pm 0,72$ cm) em comparação à demais espécies. Neste

tamanho, a população de *B. sericea* obteve o segundo maior crescimento médio ($11,3 \pm 1,69$), *P. cattleianum* e *P. pendula* apresentaram crescimento médio próximo a 4 cm e *E. edulis* apresentou crescimento médio de $8,97 \pm 1,98$ cm.

3.2. Custos e desempenho do enriquecimento

O custo total da semeadura foi 42% menor que o custo total do plantio de mudas pequenas e 62% menor do que mudas grandes. O enriquecimento com mudas pequenas custou 34% a menos do que com mudas grandes. As horas de trabalho representaram 58% do custo total do plantio das mudas, uma vez que foi adotado o mesmo procedimento para mudas pequenas e grandes neste estudo (Tabela 4).

Tabela 4. Custos operacionais do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil.

	IMPLANTAÇÃO				
	Horas (a)	Adubo/(kg) (b)	Hidrogel/kg (c)	US\$ (d)	US\$/ha (e)
Semeadura	18	0	0	148.93	76.53
Plantio (mudas pequenas e grandes)	18	520	65	705.23	285.88

(a) hora/homem = 8.27US\$; (b) adubo/Kg = 0.61US\$; (c) hidrogel/Kg = 10,00 US\$; (d) 1US\$ = 2,624 BRL. (US\$ = cotação ano base 2015); (e) 555 indivíduos/hectare (NAVE et al, 2016).

A partir da sobrevivência final de cada propágulo, em cada espécie, verificamos que o custo da semeadura se tornou extremamente alto para todas as espécies (Apêndice F), em especial para *E. edulis* e *P. pendula* (Tabela 5). Para *B. seriea* e *P. catteianum* não foi possível realizar o custo final de sementes e mudas pequenas, devido a mortalidade total dos indivíduos nesses propágulos.

Tabela 5. Custo final do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil, considerando cada espécie, em cada propágulo. **CIP**: custo inicial total por propágulo; **NF**: número final de indivíduos vivos; **CFP**: custo final por propágulo.

ESPÉCIES	CIP ^(a) US\$	NF	CFP US\$ ^(b)
Semente ^(*)			
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	0.19	100	1.00
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0.06	0	NA
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0.09	2	23.21

ESPÉCIES	CIP ^(a) US\$	NF	CFP US\$ ^(b)
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0.19	16	6.28
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	0.06	0	NA
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	0.06	3	10.07
Mudas pequenas			
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	0.75	163	0.82
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0.46	0	NA
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0.59	38	2.81
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0.52	150	0.62
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	0.46	0	NA
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	0.46	0	NA
Mudas grandes			
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	1.03	176	1.05
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0.75	110	1.22
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0.71	44	2.89
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0.71	138	0.92
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1.03	173	1.07
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	0.71	27	4.72

(*) três sementes/berço; (a) soma de custo do propágulo e da operação; (c) 1.00 US\$ = 2,624 BRL; (US\$ = cotação baseada no ano de 2015).

O custo final unitário dos três propágulos de *A. caudescens* foi similar, devido a elevada sobrevivência em mudas pequenas e grandes. Contudo, o valor final das sementes desta espécie apresentou custo cerca de cinco vezes o valor inicial. Resultado similar ocorreu para mudas pequenas e grandes de *E. edulis*, com custos finais similares. Entretanto, o acréscimo ao custo final em mudas pequenas (35%) foi superior às mudas grandes (26%). Para a população de *L. pisonis*, verificamos que cada muda pequena apresentou o menor custo final dentre os propágulos, sendo 50% menor que mudas grandes e cerca de nove vezes menor que o custo final de uma semente. Dentre as espécies com indivíduos vivos apenas em mudas grandes, *P. catteianum* manteve o mesmo custo inicial, já que toda a população sobreviveu. *B. seriea* apresentou um acréscimo de 60% sobre o valor inicial, enquanto *P. pendula* obteve um acréscimo de seis vezes o valor inicial (Figura 7).












Método	Espécies					
Semeadura direta						
	<i>A. caudescens</i>	<i>L. pisonis</i>				
Mudas pequenas						
	<i>A. caudescens</i>	<i>L. pisonis</i>	<i>E. edulis</i>			
Mudas grandes						
	<i>A. caudescens</i>	<i>L. pisonis</i>	<i>E. edulis</i>	<i>P. cattleianum</i>	<i>B. sericea</i>	<i>P. pendula</i>
	\$ \$ \$	\$ \$ \$	\$ \$ \$	\$	\$ \$	\$ \$ \$

Figura 7. Síntese do custo final nos distintos tamanhos, baseado na sobrevivência final, em cada espécie utilizadas para experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil, entre os anos de 2015 e 2016. \$ = baixo custo final; \$\$ = custo final intermediário; \$\$\$ = alto custo final (CORRÊA, 2018)

4. Discussão

Os métodos testados resultaram em sobrevivência heterogênea para cada espécie selecionada, em cada um dos métodos testados. Sementes emergidas e mudas pequenas apresentaram maior vulnerabilidade do que mudas grandes, porém com sobrevivência distinta entre as espécies. A avaliação do custo-efetividade de sementes e mudas pequenas, em comparação à mudas grandes, demonstrou que a seleção da espécie para o enriquecimento é determinante para o sucesso nesses tipos de propágulos.

A literatura tem demonstrado que propágulos em fases iniciais de desenvolvimento estão mais susceptíveis às variações climáticas, especialmente à estresse hídrico (SUGANUMA et al., 2008; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018), apresentando número de indivíduos vivos aquém do esperado. Em relação a sementeira direta, uma possível estratégia é manter a dormência das sementes, visando prolongar sua viabilidade em campo, para germinação e emergência em condições de umidade do solo (MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018).

Neste estudo, realizamos a superação de dormência anterior à semeadura e houve dois períodos de seca prolongada, sendo a primeira dois meses e a segunda nove meses após o plantio. É possível considerar que esses eventos de estiagem foram críticos para sementes que germinaram e emergiram, uma vez que o tipo de solo arenoso drena rapidamente a água e a estrutura radicular de plântulas emergidas é diminuta (LARCHER, 2000; LECK; PARCKER; SIMPSON, 2008), o que impede a absorção de água em porções mais profundas do solo.

Em relação ao custo-efetividade, a semeadura apresentou custo elevado para todas as espécies selecionadas. Nossos resultados são condizentes com outros estudos, os quais consideraram esse método viável apenas para algumas espécies finais de sucessão (COLE et al., 2011; CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018). A baixa emergência e sobrevivência, comumente registradas em experimentos de semeadura direta com espécies nativas tropicais (HOLL, 2002; ROTHER et al., 2013; SOUZA; ENGEL, 2018) torna necessário aumentar a quantidade de sementes para atingir número de indivíduos equivalente aos plantios de mudas grandes, como o caso das espécies *E. edulis*, *L. pisonis* e *P. pendula*. Em adição, sementes de espécies dos estágios finais da sucessão tendem a apresentar custo superior às sementes de espécies dos estágios iniciais, como é o caso de *L. pisonis* e *A. caudescens*. Isso onera as propostas de enriquecimento com semeadura direta, em especial devido à baixa garantia de sobrevivência equivalente às mudas grandes.

Dentre as espécies com mudas pequenas sobreviventes, observamos que aquelas com sementes maiores apresentaram maior número de indivíduos vivos, principalmente *A. caudescens* e *L. pisonis*. Essas espécies apresentavam alturas entre 20 a 32 cm quando retiradas do viveiro. Isso indica que a disponibilidade de reservas de suas sementes foi importante para desenvolvimento inicial e favoreceu sua sobrevivência em campo, sendo condizente com o Camargo, Ferraz e Imakawa (2002) em observação à sobrevivência de espécies de sementes grandes utilizadas na semeadura direta na Amazônia. No caso dessas duas espécies, a relação custo-efetividade demonstra que a utilização do tamanho mudas pequenas é viável, em comparação com mudas grandes, em especial para *L. pisonis*. Já para *E. edulis*, outra espécie que possui sementes com maior acúmulo de reservas, a sobrevivência final das mudas pequenas pode ser associada à sua intolerância à períodos prolongados de seca, durante as fases iniciais de estabelecimento (REIS et al., 2000; ROTHER et al., 2013). O custo final das mudas pequenas foi similar ao de mudas grandes, o que significa alto custo-efetividade neste tamanho. Em contrapartida, todas mudas pequenas das demais espécies (*B. sericea*, *P. cattleianum* e *P.*

pendula) morreram, tornando o método inadequado, semelhante ao verificado por Manguiera, Holl e Rodrigues (2018).

Nossos resultados demonstram que adotar diferentes métodos de enriquecimento artificial impulsiona essa estratégia de restauração, pois estamos tratando de espécies com características específicas e distintos níveis de tolerância durante as fases iniciais de sobrevivência. Estudos recentes corroboram nossos resultados, uma vez que apresentam a utilização de um conjunto de métodos para enriquecer florestas em restauração como a opção mais adequada (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018). Ainda assim são importantes outras pesquisas relativas ao enriquecimento artificial com os métodos propostos, abordando-se outras espécies longevas, que estão ausentes nos fragmentos florestais intensamente degradados e que apresentam limitações à dispersão. Nesse sentido, será possível obter mais informações sobre a autoecologia de outras espécies e estabelecer padrões que auxiliem o sucesso do enriquecimento artificial, tornando essa estratégia mais viável para efetivar sua utilização em grandes áreas em restauração na floresta tropical.

5. Conclusão

O enriquecimento a partir da semeadura direta tende a ser ineficiente para a maioria das espécies deste estudo, quando comparado com a sobrevivência final dos demais métodos utilizados nesse experimento (2015-2016). Para mudas pequenas, a viabilidade entre custo e efetividade foi verificada em espécies que possuem sementes com maior acúmulo de reserva para o embrião. Assim, a associação de dois ou mais métodos é sugerida como estratégia para que o enriquecimento artificial em áreas em processo de restauração seja exitoso.

Implicações para a prática: Para as espécies desse estudo, cujas sementes possuem menor acúmulo de reserva, sugerimos considerar quantidade mínima de folhas (a partir de três pares de folhas), para a retirada das mudas pequenas do viveiro, a fim de fornecer mais tempo para a planta desenvolver estruturas de auto sustentação.

6. Agradecimentos

Agradecemos à Capes e ao CNPq (140361/2017-0) pela bolsa de estudos concedida; à FAPESP (n.2013/50718-5), pelo auxílio financeiro; à empresa Fibria S/A pela cessão das áreas experimentais e apoio durante todo o período de monitoramento, através dos profissionais do Centro de Tecnologia (CT) – Aracruz/ES e de todos os profissionais localizados no município de Teixeira de Freitas/BA; a todos os pesquisadores do Laboratório de Ecologia e Restauração (LERF/ESALQ/USP), e em especial Cristina Yuri Vidal, Débora Cristina Rother e Rafaela Naves, pelas essenciais contribuições.

7. Referências

- AMORIM, et al. Angiospermas em remanescentes de floresta montana no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v.9, n.3, p.313-348. 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Review**, v.92, p.326–340, 2017.
- BAHIA. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Silvicultura de eucalipto no Sul e Extremo Sul da Bahia: situação atual e perspectivas ambientais**. Disponível em www.inema.ba.gov.br/download/304/ Acesso em: 25/03/2016.
- BARBOSA, L.M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas do estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.6, p.28-34. 2003.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v.535, p.144-159. 2016.
- BARRANCOS, E.P.F.; REID, J.L.; ARONSON, J. Tank bromeliad transplants as an enrichment strategy in southern Costa Rica, **Restoration Ecology**, v.25, n.4, pp. 569–576, 2017.
- BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n.1, p.1-48. 2015.
- BERTACCHI, M.I.F. *et al.* Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v.24, n.1, p.100–108, 2016.
- LE BOURLEGAT, J. M. G. et al. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de trepadeiras. **Hoehnea**, v.40, n.3, p.465–472, 2013.
- BRANCALION, P.H.S. et al., Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v.48, n.6, p.856–867, 2016.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432p.
- BRANCALION, P.H.S.; NOVENBRE, A.D.L.C.; RODRIGUES, R.R. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. **Revista Brasileira de Sementes**, v.32, n.4 p.15-21, 2010.
- BRASIL. Decreto n.8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.

- CALMON, M. et al. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v.19, n.2, p.154-158, 2011.
- Camargo, Ferraz e Imakawa (2002)
- CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; IMAKAWA. A.M. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazônia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.636-644, 2002.
- CAVA, M.G.B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology** v.55, p.1164–1172. 2016.
- CECCON, E.; GONZÁLEZ, E.J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. **Land degradation and development**, n.27, pp. 511–520, 2016.
- CHAZDON, R.L.; GUARIGUATA, M.R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v.48, n.6, p.716–730, 2016.
- COLE, R.J. et al. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v.261, pp.1590–1597, 2011.
- DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v.234, n.1-3, p. 333-343, 2006.
- DUARTE, M.M.; GANDOLFI, S. Diversifying growth forms in tropical forest restoration: enrichment with vascular epiphytes. **Forest Ecology and Management**, v.401, p.89–98, 2017.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.
- ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded land in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.152, pp.199-181. 2001.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Global forest resources assessment 2015: How are the world's forests changing?** 2ª Edição. Roma, 2016. 54p.
- FOLKE, C. et al., 2004 Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 35, p.557–581, 2004.

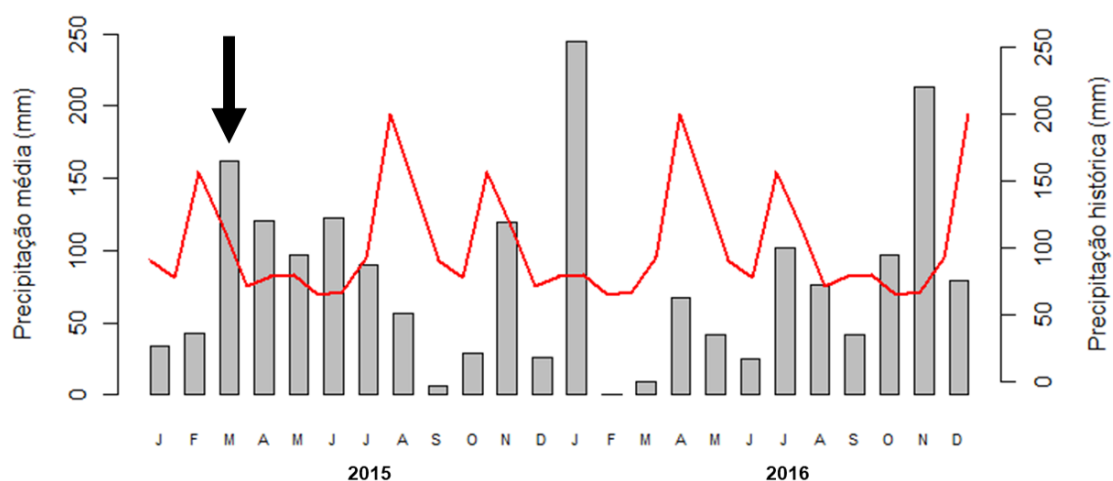
- GANDOLFI, S.; BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R.R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**, 3ed. rev. São Paulo: LERF, 2010.
- GANDOLFI, S.; BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R.R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**, 3ed. rev. São Paulo: LERF, 2010.
- GARCIA, L.C. et al. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? **Applied Vegetation Science** v.19, p. 655–666. 2016.
- HOLL, K.D.; Tropical moist forest restoration. p. 539-558. In: PERROW, M.; DAVY, A. (Eds.) **Handbook of ecological restoration: restoration in practice**. Volume 2. New York: Cambridge University Press, 2002. 624p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da Vegetação Brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro, 2012. 217p.
- IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **The Bonn Challenge**. 2011. Disponível em: <http://www.bonnchallenge.org/> Acesso em: 29/07/2018.
- JARDIM, J.G. Uma caracterização parcial da vegetação na região Sul da Bahia, Brasil. In: PRADO, P.I.; LANDAU, E.C.; MOURA, R.T.; PINTO, L.P.S., FONSECA, G.A.B., ALGER K. (Orgs.) **Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP. p.1-200, 2003.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RIMA, 2000. 531p.
- LECK, M.A.; PARCKER, V.T.; SIMPSON, R.L. **Seedling ecology and evolution**. Cambridge University Press: Ney York, 2008. 514p.
- MANGUEIRA, J.R.S.A.; HOLL, K.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v.15, n.1, p.3-10. 2018.
- MARTINI, A.M.Z. et al. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic forest. **Biodivers Conserv.**, v.16, p.3111–3128. 2007.

- MÔNICO, A.C. **Transferência de banco de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 174p. 2012.
- NASHENN, M.H.C. **Enriquecimento de uma floresta em restauração por meio da semeadura direta e introdução de plântulas**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 136p. 2018.
- NAVE, A.G. et al. **Manual de restauração ecológica: técnicos e produtores rurais no extremo Sul da Bahia**. 2016. 56p.
- NOGUEIRA, C.; BRANCALION, P.H.S. **Sementes e mudas: guia de propagação de árvores brasileiras**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 463p.
- PALMA, A.C.; LAURENCE, S.G.W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, v.18, p.561–568, 2015.
- PARDI, M.M. **Introdução de espécies de sub-bosque em áreas de restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2014. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP. 126p. 2014.
- PEREIRA, L.C.S.M.; OLIVEIRA, C.C.C.; TOREZAN, J.M.D. Woody species regeneration in Atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape. **Natureza e Conservação**, v.11, n.2, p.138-144, 2013.
- R CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2017.
- REIS, M.S. et al. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). **Biotropica**, v.32, n.4b, p.894-902, 2000.
- RODRIGUES, R.R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p.1242-1251, 2009.
- ROLIM, G.S.; SENTELHAS, P.C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL TM para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.6, n.1, p.133-137, 1998.
- ROTHER, D.C. et al. Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: A comparative analysis of causal influences. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.15, p.86– 96, 2013.

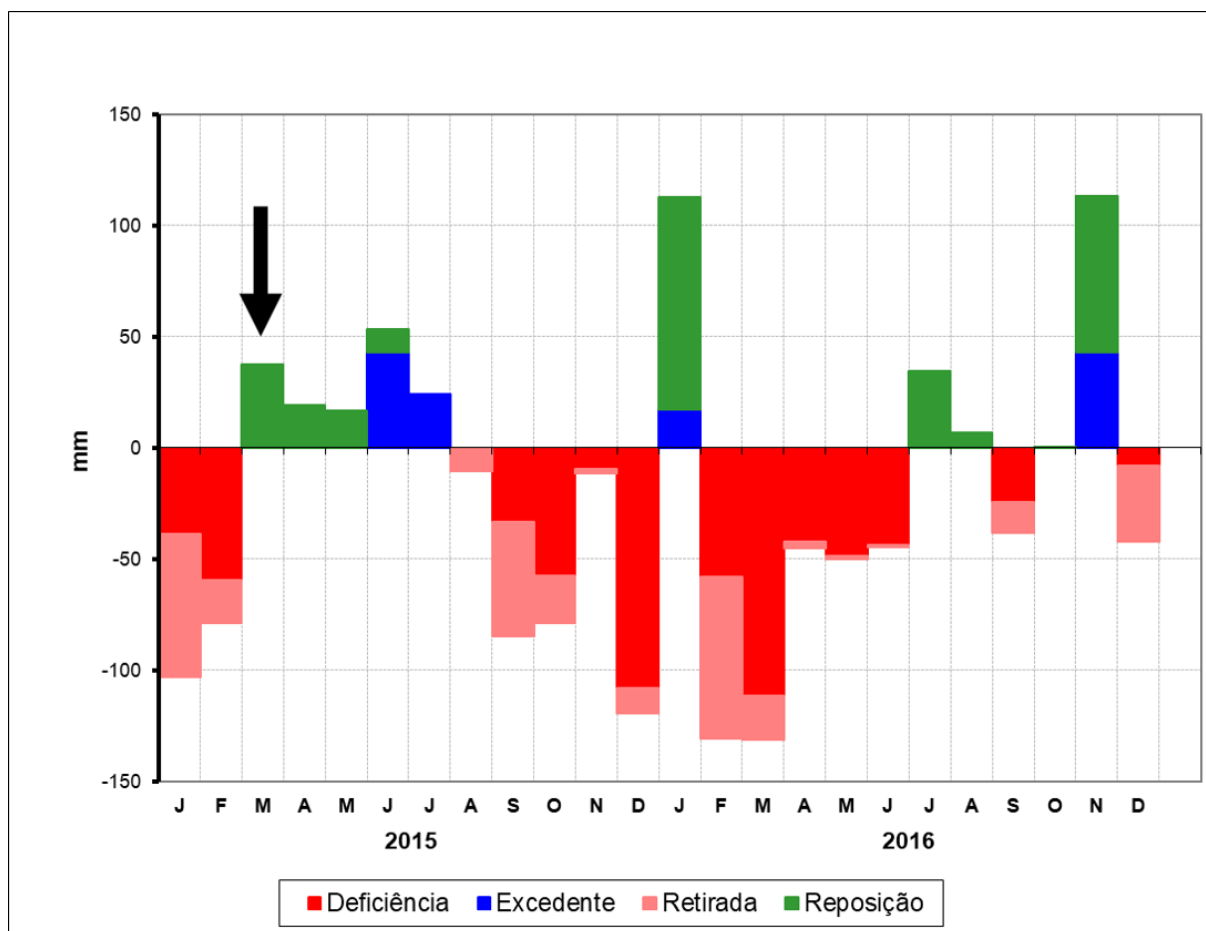
- SAMBUICHI, R.H.R.; MIELKE, M.S.; PEREIRA, C.E. **Nossas árvores: conservação, uso e manejo de árvores nativas no sul da Bahia**. Ilhéus, BA : Editus, 2009. 296 p.
- SCHEFFER, M. et al. Thresholds for boreal biome transitions. **PNAS**, v.109, n.52, p.21384–21389. 2012.
- SOUZA, D.C.; ENGEL, V.L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Forest Ecology and Management**, v.116, p.35-44. 2018.
- SUGANUMA, M.S. et al. Enriquecimento artificial de diversidade de espécies em reflorestamentos: análise preliminar de dois métodos, transferência de serapilheira e semeadura direta. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v.30, n.2, p.151-158, 2008.
- SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. **Applied Vegetation Science**, v.21, p.76–84. 2018.
- TAMBOSI, L.R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v.22, n.2, p.169–177, 2014.
- THOMAS, W.M.W. et al. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.311-322. 1998.
- TOREZAN, J.M.D.; MANTOANI, M.C. Controle de gramíneas no subosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V.S. (Org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p.1-4.
- VIANI, R.G. et al. **Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal**. 2013. 59p.
- WRI - WORLD RESOURCES INSTITUTE. **Initiative 20X20: Healthy lands for food, water and climate action, a partnership across Latin America and the Caribbean**. Disponível em: <https://initiative20x20.org/> Acesso em 29/07/2018.
- YEONG, K.L.; REYNOLDS, G.; HILL, J.K. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. **Biodivers Conserv**, v.25, p.957–973, 2016.
- ZUUR, A.F. et al. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. New York: Springer-Verlag. 2009. 574p.

Apêndices

A) Figura 1. Precipitações mensais durante os dois anos de avaliação do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. As barras representam o acúmulo de precipitação mensal nos anos de 2015 e 2016; a linha representa a média mensal histórica (2002 – 2017); a seta indica o mês de implantação do experimento. Dados da estação climatológica Santo Antônio (Lat.: 17°26'52.7''S; Long.: 39°68'47.2''O).



B) Figura 2. Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica no solo durante os anos de avaliação do experimento de enriquecimento artificial (2015 e 2016), na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. A seta indica o mês de implantação do experimento.



C) Tabela 1. Granulometria do solo das unidades amostrais selecionadas para o experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil.

POFUNDIDADE (cm)	ARGILA	SILTE	AREIA	CLASSE
20	13,16	1,29	85,55	areia franca
40	26,67	1,55	71,78	franco-argilo-arenosa
20	22,16	2,14	75,7	franco-argilo-arenosa
40	30,3	7,22	62,48	franco-argilo-arenosa
20	19,03	2,18	78,8	franco-arenosa
40	32,51	1,15	66,34	argilo-arenosa
20	22,28	4,18	73,54	franco-argilo-arenosa
40	27,51	0,93	71,56	franco-argilo-arenosa
20	10,54	3,27	86,2	areia franca
40	16,31	7,54	76,14	franco-arenosa
20	16,23	3,44	80,32	franco-arenosa
40	31,16	9,74	59,1	argilo-arenosa
20	19,22	0,4	81,19	franco-arenosa
40	25,02	1,34	73,64	franco-argilo-arenosa

D) Tabela 2. Espécies selecionadas para o experimento de enriquecimento artificial em áreas em processo de restauração na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. FV: forma de vida; CS: Classificação Sucessional; Estr.: estrato que ocupa na floresta; Larg.: largura; Comp.: comprimento; Dorm: dormência; N/Kg: número de sementes por quilo; Polin.: polinização; Disp.: dispersão; ENT: entomofilia; ENTO: entomocoria; QUIR: quiropterofilia; QUIRO: quiropterocoria; MAM: mamaliocoria; ORN: ornitocoria.

Família	Espécie	FV	CS	Estr.	Sementes		Polin.	Disp.
					N/kg	Dorm.		
Arecaceae	<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	palmeira	ST	sub-bosque	120***	-	ENT	ENT, MAM
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	palmeira	ST	sub-dossel	780*	não	ENT	ORN, MAM
Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	árvore	SI	Emergente	8.800**	sim	QUIR	QUIR, MAM
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	árvore	ST	Emergente	180**	sim	ENT	QUIR
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	árvore	SI	sub-dossel	8.700*	sim	ENT	ORN, MAM
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	árvore	SI	Dossel	95.240*	não	ENT	MAM

(*) NOGUEIRA; BRANCALION, 2016

(**) SAMBUCHI; MIELKE; PEREIRA, 2009

(***) informação pessoal do coletor de sementes

E) Tabela 3. Números absolutos de indivíduos vivos em cada monitoramento, durante do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. O monitoramento oito representa a sobrevivência final em cada propágulo.

PROPÁGULO/ESPÉCIE	MONITORAMENTOS							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Sementes	(maio/15)	(jul/15)	(set/2015)	(nov/15)	(jan/16)	(mar/16)	(jun/16)	(set/16)
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	0	52	98	109	106	105	101	100
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	31	19	5	0	0	0	0	0
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0	9	15	4	4	3	3	2
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	1	11	19	23	24	20	18	16
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	0	14	15	9	4	7	4	3
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	21	15	1	0	0	0	0	0
Mudas pequenas								
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	180	180	180	179	174	168	164	163
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	73	31	10	0	0	0	0	0
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	148	137	129	126	73	59	38	38
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	177	173	171	169	167	162	158	150
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	174	146	120	55	16	9	6	6
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	138	76	41	11	0	0	0	0
Mudas grandes								
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	180	180	180	180	177	177	177	176
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	180	175	164	163	156	129	120	110
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	173	169	165	162	85	65	44	44
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	178	177	179	177	169	160	143	138
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex. Walp	176	166	160	154	133	99	33	27
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	180	180	180	180	180	180	177	173

F) Tabela 4. Custo final do experimento de enriquecimento artificial na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. NI: número inicial de indivíduos vivos; CP: custo por propágulo; CIE: custo inicial (propágulo e insumo) do experimento; CIP: custo inicial por propágulo; NF: número final de indivíduos vivos; CFP: custo final por propágulo; CFE: custo final (considerando os indivíduos vivos) do experimento; ha: valor considerando 555 indivíduos. ^(*) US\$=2.624 BRL (2015); ^(**) hora/homem=8.27US\$(2015); adubo (Kg) = 0.61US\$; hidrogel (Kg) = 10 US\$.

ESPÉCIES	NI	CUSTO INICIAL				NF	CUSTO FINAL		
		CP US\$ ^(*)	Insumos ^(**)	CIE US\$	CIP US\$		CFP US\$	CFE US\$	US\$/ha
Semente									
Allagoptera caudescens (Mart.) Kuntze	540	0.14	24.82	100.42	0.19	100	1.00	542.27	1672.01
Byrsonima sericea DC.	540	0.01	24.82	30.22	0.06	0	NA	NA	NA
Euterpe edulis Mart.	540	0.04	24.82	46.42	0.09	2	23.21	12533.64	38645.39
Lecythis pisonis Cambess.	540	0.14	24.82	100.42	0.19	16	6.28	3389.20	10450.05
Psidium cattleianum Sabine	540	0.01	24.82	30.22	0.06	0	NA	NA	NA
Parkia pendula (Willd.) Benth. ex. Walp	540	0.01	24.82	30.22	0.06	3	10.07	5439.76	16772.59
Mudas pequenas									
Allagoptera caudescens (Mart.) Kuntze	180	0.42	58.77	134.23	0.75	163	0.82	148.23	457.03
Byrsonima sericea DC.	180	0.13	58.77	82.78	0.46	0	NA	NA	NA
Euterpe edulis Mart.	180	0.27	58.77	106.79	0.59	38	2.81	505.83	1559.65
Lecythis pisonis Cambess.	180	0.19	58.77	93.07	0.52	150	0.62	111.68	344.35
Psidium cattleianum Sabine	180	0.13	58.77	82.78	0.46	0	NA	NA	NA
Parkia pendula (Willd.) Benth. ex. Walp	180	0.13	58.77	82.78	0.46	0	NA	NA	NA
Mudas grandes									
Allagoptera caudescens (Mart.) Kuntze	180	0.70	58.77	184.99	1.03	176	1.05	189.19	583.34
Byrsonima sericea DC.	180	0.42	58.77	134.23	0.75	110	1.22	219.64	677.23
Euterpe edulis Mart.	180	0.38	58.77	127.37	0.71	44	2.89	521.04	1606.55
Lecythis pisonis Cambess.	180	0.38	58.77	127.37	0.71	138	0.92	166.13	512.23
Psidium cattleianum Sabine	180	0.70	58.77	184.99	1.03	173	1.07	192.47	593.46
Parkia pendula (Willd.) Benth. ex. Walp	180	0.38	58.77	127.37	0.71	27	4.72	849.11	2618.09

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo avaliou a eficiência do enriquecimento artificial como estratégia de conservação das florestas tropicais, sejam fragmentos naturais degradados ou florestas em processo de restauração. A sobrevivência inicial e crescimento de espécies de diversidade nas florestas citadas, a partir da introdução de mudas grandes (rustificadas), foi particular para cada espécie e ambiente. Verificamos elevada sobrevivência inicial de todas as espécies em floresta em restauração, sugerindo que plantios com espécies de rápido crescimento, que apresentam idade inferior a 10 anos são favoráveis ao enriquecimento artificial. Em florestas naturais foi possível observar espécies mais vulneráveis ao ambiente, peculiar a sua autoecologia, em especial sua relação com o sombreamento e disponibilidade de água no solo. Com isso, observamos que a seleção de áreas de plantio, considerando pontos de clareiras, por exemplo, poderia favorecer a sobrevivência espécies mais exigentes de luz, como *B. sericea* (JARDIM, 2003; ROLIM; MENEZES; SRBEK-ARAUJO, 2016). Neste estudo, não houve manejo durante o período de monitoramento e sugerimos que o replantio de espécies com que apresentaram elevada mortalidade nos primeiros meses, pode aumentar as chances de sucesso do enriquecimento em floresta natural.

Sob a perspectiva da conservação das florestas tropicais, consideramos a importância da elevada sobrevivência inicial para aumentar as chances de sucesso do enriquecimento artificial. Contudo, podemos avaliar a importância dos indivíduos que se mantiveram vivos no período, pertencentes a populações com alta mortalidade. Os indivíduos sobreviventes superam grande parte dos filtros existentes no estabelecimento inicial e apresentam maiores chances de manter seu desenvolvimento ao longo do tempo. Considerando que a estratégia estudada tem o objetivo de enriquecer comunidades vegetais empobrecidas, todas as espécies cumpriram o papel de manter populações após o crítico período de estabelecimento inicial, mesmo apresentando sobrevivências heterogêneas. Além disso, espécies como *E. edulis*, ameaçada de extinção, e *P. pendula* apresentam populações naturais com baixo número de indivíduos (REIS et al., 2000; SILVA et al., 2009; ROTHER et al., 2013; SCHULZE et al., 2008), o que aumenta a importância de inserir essas espécies no enriquecimento de florestas como as estudadas.

A avaliação do equilíbrio entre custo e efetividade nos três métodos (semeadura direta, plantio de mudas pequenas e mudas grandes) foi condicionada ao propágulo e à espécie, i.e., cada fase do desenvolvimento apresentou número de

sobreviventes específico e influenciou o custo final. Observamos que algumas espécies, como *A. caudescens* e *L. pisonis*, por exemplo, apresentaram sobrevivência superior a 50% em mais de um tamanho de propágulo, o que amplia a possibilidade de reduzir os custos do enriquecimento. Entretanto, para espécies que demonstraram alta mortalidade em sementes emergidas e mudas pequenas, o método de plantio de mudas grandes (rustificadas) apresenta maior equilíbrio entre o custo e a efetividade, ainda que o valor inicial das mudas grandes seja maior. Uma vez que os padrões de sobrevivência entre os tamanhos de propágulos de espécies florestais são heterogêneos (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018), consideramos o uso conjunto de diferentes métodos, conforme a espécie selecionada, como estratégia mais favorável para o sucesso do enriquecimento artificial.

Durante este estudo, analisamos alguns aspectos desfavoráveis à sobrevivência inicial das espécies selecionadas. Notamos que para espécies com sementes menores, em especial *B. sericea* e *P. cattleianum*, o tempo mínimo estabelecido para a retirada das mudas pequenas do viveiro foi inadequado. Essas espécies possivelmente dependem de ambiente controlado até que apresentem mais estruturas para se estabelecerem em campo, como mais pares de folhas e maior comprimento de raiz, por exemplo. Entendemos que estabelecer número mínimo de folhas, a partir de quatro pares, para que as mudas pequenas sejam retiradas do viveiro, pode ser uma opção mais favorável à sua sobrevivência em campo, uma vez que para mudas grandes (rustificadas) houve elevada sobrevivência dessas espécies ao final dos monitoramentos. Outras ações, como introdução de mais indivíduos de espécies mais vulneráveis à sobrevivência inicial e/ou possibilidade de replantio de mudas pequenas, tende a ampliar o número final de indivíduos sobreviventes. Ações equivalentes em floresta natural podem contribuir para o aumento de sobrevivência das populações, principalmente durante o primeiro ano de avaliações.

Sugerimos estabelecer um plano para monitoramentos futuros nas áreas experimentais deste estudo. Com isso será possível verificar se populações se manterão em número de indivíduos equivalentes ao encontrado no final desse experimento. Será possível observar quantos indivíduos conseguirão atingir a idade reprodutiva e efetivar a proposta do enriquecimento. Será ainda possível identificar demais filtros ao estabelecimento das espécies selecionadas, no decorrer do tempo.

Finalmente, concluimos que o enriquecimento é uma estratégia eficiente para restaurar distintas florestas intensamente antropizadas, em especial nos métodos plantio de mudas pequenas e grandes. Porém, o custo final associado ainda é elevado para efetivar o uso dessa estratégia em grandes áreas com necessidades de restauração, na floresta tropical.

5. REFERÊNCIAS


- CECCON, E.; GONZÁLEZ, E.J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. **Land degradation and development**, n.27, pp. 511–520, 2016.
- JARDIM, J.G. Uma caracterização parcial da vegetação na região Sul da Bahia, Brasil. **Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia: Instituto de estudos sócio ambientais do Sul da Bahia e Conservation International do Brasil**, p.1-200, 2003.
- MANGUEIRA, J.R.S.A; HOLL, K.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v.15, n.1, p.3-10. 2018.
- REIS, M.S. et al. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). **Biotropica**, v.32, n.4b, p.894-902, 2000.
- ROLIM, S.G.; MENEZES, L.F.T.; SRBEK-ARAÚJO, A.C. **Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale**. 2016. 496p.
- ROTHER, D.C. et al. Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: A comparative analysis of causal influences. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.15, p.86– 96, 2013.
- SCHULZE, M. et al. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.256, p.1443–1457. 2008.
- SILVA, M.G.C.O.C.; MARTINI, A.M.Z.; ARAÚJO, Q.R. Estrutura populacional de *Euterpe edulis* Mart. no Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, v.32, n.2, p.393-403, 2009.

ANEXOS**Anexo 1: Declaração sobre Bioética e Biossegurança**

COORDENADORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
Universidade Estadual de Campinas
Caixa Postal 6109. 13083-970, Campinas, SP, Brasil
Fone (19) 3521-6378. email: cpgib@unicamp.br

**DECLARAÇÃO**

Em observância ao §5º do Artigo 1º da Informação CCPG-UNICAMP/001/15, referente a Bioética e Biossegurança, declaro que o conteúdo de minha Tese de Doutorado, intitulada "*Enriquecimento Artificial na Floresta Atlântica*", desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da Unicamp, não versa sobre pesquisa envolvendo seres humanos, animais ou temas afetos a Biossegurança.

Assinatura: 

Nome do(a) aluno(a): Laine Silveira Corrêa

Assinatura: 

Nome do(a) orientador(a): Ricardo Ribeiro Rodrigues

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues
Depto. de Ciências Biológicas - ESALG USP

Data: 26/04/2019

Anexo 2: Declaração sobre direitos autorais

Declaração

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada **Enriquecimento Artificial na Floresta Atlântica**, não infringem os dispositivos da Lei n.º 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 06 de maio de 2019

Assinatura : 

Nome do(a) autor(a): **Laine Silveira Corrêa**

RG n.º 32.462.645.9

Assinatura : 

Nome do(a) orientador(a): **Ricardo Ribeiro Rodrigues**

RG n.º 10.954.040

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues
Dep. de Ciências Biológicas - ESALQ/USP